Environment Canada Environnement Canada

National Hydrology Research Institute

NHRI PAPER NO. 44
IWD SCIENTIFIC SERIES NO. 176

Dynamics of Phosphorus in a Chain of Lakes: The Fishing Lakes

Bernard C. Kenney

NHRI

INLAND WATERS DIRECTORATE
NATIONAL HYDROLOGY RESEARCH INSTITUTE
NATIONAL HYDROLOGY RESEARCH CENTRE
SASKATOON, SASKATCHEWAN, 1990
(Disponible en français sur demande)

Published by authority of
the Minister of the Environment

© Minister of Supply and Services Canada 1990
Cat. No. En 36-502/176E
ISBN 0-662-17581-6

90-06302//

Contents

	Page
ABSTRACT	v
RÉSUMÉ	v
MANAGEMENT PERSPECTIVE	vi
INTRODUCTION	1
THE FOUR FISHING LAKES OF THE QU'APPELLE VALLEY	2
LAKE PHOSPHORUS DYNAMICS	3
Phosphorus dynamics in a chain of lakes	3
A three-time-scale model for the Fishing Lakes	5
Phosphorus loading	5
WATER BUDGET OF THE FISHING LAKES	6
MEASUREMENTS OF TOTAL PHOSPHORUS IN THE FISHING LAKES	11
SIMULATION OF OUTFLOW PHOSPHORUS CONCENTRATION FROM THE FISHING LAKES	11
Single-lake model	11
Lake chain model	15
DISCUSSION	15
Regina sewage treatment plant	15
Impact of the 1974 flood	15
Simulation accuracy	15
Sedimentation of phosphorus	17
SUMMARY AND CONCLUSIONS	17
ACKNOWLEDGMENTS	18
REFERENCES	18

Illustrations

Figure 1.	Qu'Appelle River basin showing the location of Pasqua, Echo, Mission, and Katepwa lakes, also known as the Fishing Lakes	2
Figure 2.	Step function response of a four-lake chain with sedimentation compared with a single lake of the same total volume	4
Figure 3.	Step function response of a four-lake chain with no sedimentation compared with a single lake with the same total volume	4

Illustrations (Cont.)

Page

Figure 4. The inflow to and outflow from the Fishing Lakes chain from 1980 to 1983 7
Figure 5. The difference between the inflow and the outflow from the Fishing Lakes from 1980 to 1983. 7
Figure 6. The variation in the lake volumes of the four Fishing Lakes from 1980 to 1983 8
Figure 7. The variation in the total volume of the Fishing Lakes from 1980 to 1983 8
Figure 8. Variation in the unknown flow from 1980 to 1983 10
Figure 9. Variation in the unknown flow after smoothing with a 4-day digital filter 10
Figure 10. Concentration of total phosphorus in the inflow to the Fishing Lakes from 1970 to 1983. 12
Figure 11. Concentrations of total phosphorus in the inflow and the outflow from the Fishing Lakes from 1980 to 1983. 12
Figure 12. The inflow time scale to Pasqua Lake from 1980 to 1983 13
Figure 13. The outflow time scale from Katepwa Lake from 1980 to 1983. 13
Figure 14. The inflow time scale to Pasqua Lake from 1970 to 1979 14
Figure 15. The outflow time scale from Katepwa Lake from 1970 to 1979. 14
Figure 16. The total phosphorus concentration in the outflow from Katepwa Lake compared with the simulated TP concentration computed with the single-lake model. 16
Figure 17. The total phosphorus concentration in the outflow from Katepwa Lake compared with the simulated TP concentration computed with the four-lake model. 16

Abstract

Lake phosphorus concentrations fluctuate as a forced response to changes in inflow phosphorus. The theory of lake phosphorus dynamics has been extended to describe phosphorus concentrations in the outflow from a chain of four large prairie lakes. The simulation of phosphorus concentrations in the Fishing Lakes must take into account high prairie evaporation, precipitation, and varying lake levels. Using inflow data collected at 3-day intervals from 1980 to 1983, together with all other available data collected at random times from 1970, the phosphorus concentration in the outflow from the Fishing Lakes was numerically simulated and compared with measured values.

The Fishing Lakes are saturated with phosphorus. No net sedimentation of phosphorus occurs in the lakes although there is a reduction of particulate TP and an increase in dissolved TP in the outflow. The dynamic response of the Fishing Lakes is determined largely by the outflow time scale, which was generally longer than the length of the data record. During the spring floods of 1974, 1975, 1976, and 1982, the outflow time scale was sufficiently small to allow a change in the lake TP during the period of the record, but only the 1974 flood was accompanied by a reduction in the inflow TP. The simulated lake phosphorus dropped over 100 mg/m^3 to about 350 mg/m^3 during the flood and has remained at about that level since 1974. The measured P_L is noisier, but it also shows that a marked decrease accompanied the 1974 flood. On the other hand, there has been no detectable response in the Fishing Lakes to the tertiary treatment of Regina sewage.

Résumé

Les concentrations de phosphore dans les eaux lacustres fluctuent en fonction des apports de phosphore dans le volume entrant. La théorie de la dynamique du phosphore dans les eaux lacustres a été étendue de façon à décrire les concentrations de phosphore dans le volume sortant d'une chaîne de quatre lacs de grande superficie situés dans les Prairies. On doit tenir compte du taux élevé d'évaporation dans les Prairies, des précipitations et des niveaux variables des lacs. En utilisant les données sur le volume entrant obtenues à des intervalles de trois jours entre 1980 et 1983, ainsi que toutes les autres données disponibles obtenues au hasard depuis 1970, on a fait une simulation numérique de la concentration de phosphore dans le volume sortant des lacs Fishing et on a comparé les valeurs ainsi obtenues avec les valeurs mesurées.

Les eaux des lacs Fishing sont saturées de phosphore. Il n'y a pas de sédimentation nette de phosphore dans les lacs, bien qu'il y ait diminution du PT particulaire et augmentation du PT dissous dans le volume sortant. La réponse dynamique des lacs Fishing est en grande partie déterminée par le temps de renouvellement des eaux qui, en général, était plus long que la période pour laquelle des données étaient disponibles. Au cours des crues printanières de 1974, 1975, 1976 et 1982, le temps de renouvellement était suffisamment court pour que le PT dans les eaux lacustres subisse un changement pendant la période pour laquelle des données étaient disponibles, mais seule la crue de 1974 était accompagnée d'une diminution des apports de PT. Selon la simulation, la concentration de phosphore dans les eaux lacustres a, au cours de la période de crue, chuté de plus de 100 mg/m^3 pour atteindre une valeur d'environ 350 mg/m^3 ; cette concentration est restée à peu près la même depuis 1974. La valeur mesurée de la concentration de phosphore dans les eaux lacustres (P_L) présente de plus grandes fluctuations aléatoires, mais elle accuse également une diminution notable au cours de la période de crue de 1974. D'autre part, il n'y avait aucune réponse décelable des lacs Fishing au traitement tertiaire des eaux usées de Regina.

Management Perspective

Saskatchewan's Fishing Lakes, the primary recreation lakes for residents of Regina, are plagued by immense blooms of algae throughout the summer. The algae thrive on high concentrations of nutrients, particularly phosphorus. The dynamics of phosphorus in lakes are normally controlled by water renewal rates and sedimentation. In this report, the theory of phosphorus dynamics was extended to include a chain of lakes like the Fishing Lakes. Model results using all available data from 1970 suggest that the Fishing Lakes are saturated with phosphorus and that no net sedimentation of phosphorus is occurring. No response in lake phosphorus was found that could be attributed to tertiary treatment of Regina sewage. To define the phosphorus dynamics in the Fishing Lakes more thoroughly requires a better data base (e.g., accurate monthly data over a period of time that is 3 to 5 times longer than the mean water renewal time).

Dynamics of Phosphorus in a Chain of Lakes: The Fishing Lakes

Bernard C. Kenney

INTRODUCTION

A federal-provincial agreement (Qu'appelle Basin Agreement) was signed in 1970 to create "a comprehensive framework plan for the development and management of water resources for social betterment and economic growth in the Qu'Appelle basin." Studies were initiated under this agreement to identify and analyse a broad range of existing and potential water use and water quality problems and to evaluate various management alternatives for resolving these problems. Sixty-four recommendations were made (Qu'Appelle Basin Study Board, 1972) encompassing aspects of water quality, water supply, land and water surface use, and flood hazard in the Qu'Appelle basin. The water quality recommendations emphasized that nutrient reduction from municipal sewage, cottage wastes, and agricultural and livestock practices was essential for improved water quality and the control of algae. Additional research into the role of lake sediments on nutrients was also recommended.

The Qu'Appelle Implementation Board was formed to carry out the extensive recommendations of the study. In order to reduce nutrient inputs from municipal sewage, a tertiary treatment plant was constructed in Regina, which began operation in June 1976. A study of the effectiveness of the tertiary treatment plant on the water quality in Wascana Creek was conducted by Tones (1981).

Evaluation of the impact of the tertiary treatment plant on the Fishing Lakes is hampered by the lack of continuous historic data on nutrients in the Qu'Appelle basin prior to the start of tertiary treatment. Available data have been acquired from limited monitoring of the rivers and from various special programs through the years, but changes in sampling sites, sampling frequency, and analytical techniques reduce the usefulness of the existing data base for identifying trends. Following a detailed examination of the nutrient data base available at the time, Cross (1978) concluded that the rivers were sampled too infrequently for a thorough nutrient budget study and that very little reliable data existed on the Fishing Lakes themselves.

To augment ongoing monitoring, a Water Quality Branch (WQB) program of intensive (3-day) sampling was begun in April 1980 to evaluate the effectiveness of the treatment plant in reducing phosphorus loading to the Fishing Lakes. Another objective of the sampling program was to estimate recent trends in the nutrient quality, loading, and productivity of the Qu'Appelle River upstream and downstream from the Fishing Lakes (Water Quality Branch, 1982a, 1982b). The WQB sampling program was originally proposed to run 5 years, but its implementation was delayed until 1980, and the program was prematurely terminated in the spring of 1983 when the Qu'Appelle Implementation Agreement expired.

The present report examines aspects of the dynamics of phosphorus in the Fishing Lakes using both the WQB (3-day) data and all available prior data. A thorough understanding of phosphorus dynamics in prairie lake systems is important for rational evaluation of lake management alternatives and for the assessment of large-scale engineering perturbations.

The theoretical basis for this work was developed following an evaluation of the nutrient loading concept and the nutrient loading diagrams used to predict changes in lake eutrophication (Kenney, 1982, 1990a). The dynamics of phosphorus in lakes were also examined in Kenney (1990a), and it was shown that the dynamic response of a lake to changes in inflow phosphorus depended solely on a few characteristic time scales of the lake. A model was then developed based on two time scales: the water renewal or outflow time scale and the sedimentation time scale. This two-time-scale model was successfully applied to the recovery of Lake Washington following sewage diversion (Kenney, 1990b). The theory is extended herein to simulate the phosphorus dynamics of a chain of lakes. Because large differences exist between water inflow and outflow in the Fishing Lakes, with concomitant variations in lake level, the theory is further expanded to a three-time-scale model by the addition of the water inflow time scale. The dynamic variation of phosphorus in the Fishing Lakes from 1980 to 1983 was then simulated using the phosphorus inflow

concentrations measured every 3 days by WQB and the daily water flows as input data. A second simulation was run using the sparse data set that was available for phosphorus inflow from 1970 to 1979. The calculated outputs were directly compared with the measured outflow concentrations.

THE FOUR FISHING LAKES OF THE QU'APPELLE VALLEY

Pasqua, Echo, Mission, and Katepwa lakes form a chain in the glacial meltwater Qu'Appelle Valley in southern Saskatchewan about 125 m below the level of the surrounding plain (Fig. 1). The Qu'Appelle River drains 36 600 km^2 upstream from the lakes, much of it in agricultural use as cropland and rangeland. Sewage from the cities of Regina and Moose Jaw and from other smaller communities also enters the drainage basin. In 1972, it was estimated that 56% of the total phosphorus (TP) input to the Qu'Appelle basin was from Regina and 13% was from Moose Jaw (Qu'Appelle Basin Study Board, 1972). Cullimore and Johnson (1971) calculated that 44% of the TP input to Pasqua Lake came from Regina.

All four lakes are highly eutrophic and produce immense blooms of blue-green algae. Background details of the physics and chemistry of the lakes are reported with results of previous work on the eutrophication of the Fishing Lakes by Hammer (1971, 1973). A comprehensive description of the geology of the valley and a theory to explain the origin of the Fishing Lakes are presented by Christiansen et al. (1977).

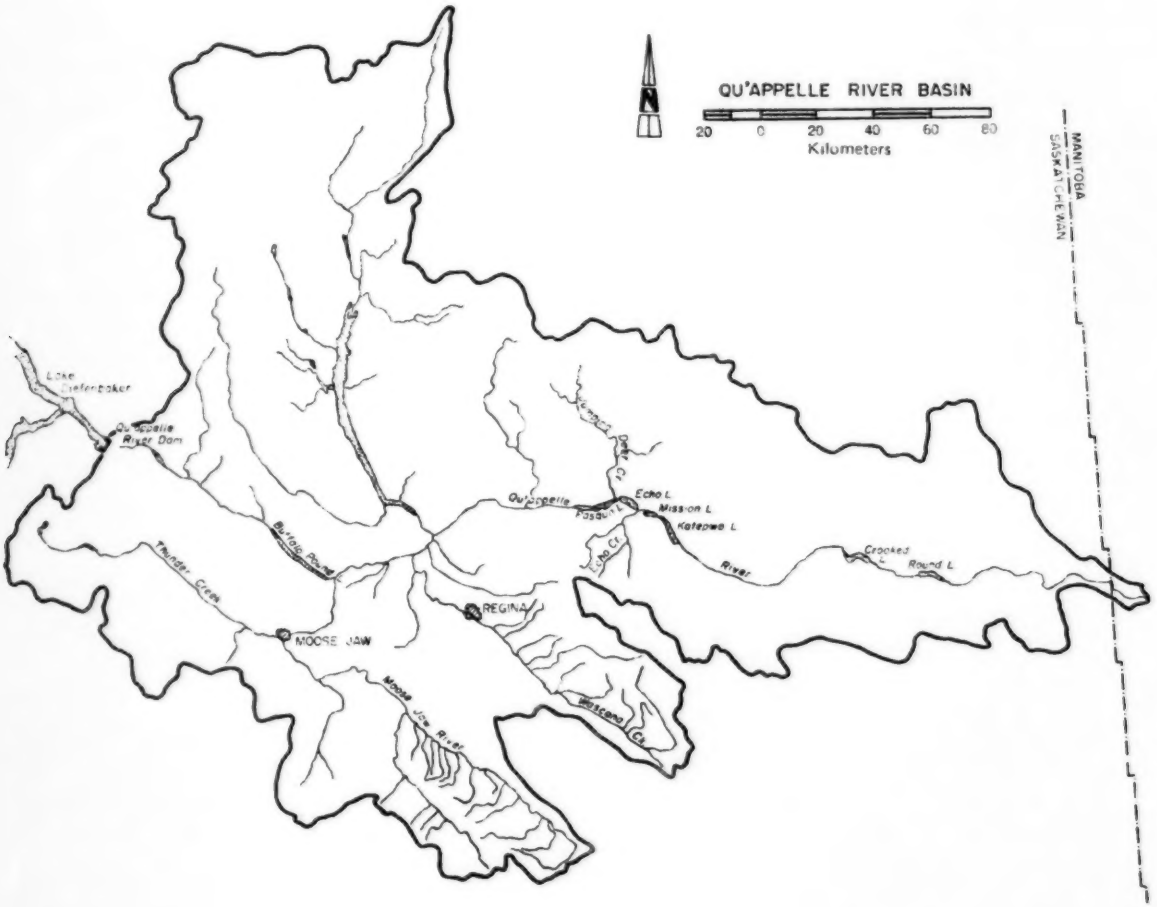

Figure 1. Qu'Appelle River basin showing the location of Pasqua, Echo, Mission, and Katepwa lakes, also known as the Fishing Lakes.

LAKE PHOSPHORUS DYNAMICS

A time-dependent model of the dynamics of phosphorus in lakes was developed in Kenney (1990a, 1990b) for lakes with a single inflow and outflow. It was assumed that the water inflow and outflow were equal so that the dynamic response of the lake was totally characterized by the water renewal time scale. The model had one source of phosphorus, the inflow concentration, and one sink, flushing of phosphorus out the outflow. It was shown that the steady state lake phosphorus concentration equalled the inflow concentration and that the time required to reach steady state was equal to 5 times the water renewal time.

Another model was then considered, which had a second phosphorus sink, sedimentation. The starting point for the analysis was the equation describing the rate of change of phosphorus in a lake:

$$\frac{dP_L}{dt} = \underset{\text{(source)}}{\frac{P_i Q}{Az}} - \underset{\text{(sink)}}{\frac{P_L Q}{Az}} - \underset{\text{(sink)}}{\sigma P_L} \qquad (1)$$

where P_L is the lake phosphorus concentration,
P_i is the inflow concentration,
Q is the water flow through the lake,
A is the surface area of the lake,
z is the mean depth, and
σ is the sedimentation constant.

In this case, the lake was totally described by two time scales: the water renewal time scale as before and the sedimentation time scale. It was shown that the steady state lake phosphorus concentration was always less than the inflow concentration for lakes with sedimentation. Both time scales were allowed to be time dependent and the lake phosphorus concentration was simulated as subjected to the forcing produced by changing inflow concentrations. Using a time history of measured inflow concentrations and discharge, the lake concentration in Lake Washington was successfully simulated.

Phosphorus Dynamics in a Chain of Lakes

The Fishing Lakes differ from Lake Washington in several respects that influence the application of dynamic models. The most obvious physical difference is the sequence of four independent lakes in a large river valley. The dynamic behaviour of a chain of lakes is now derived and compared with that of a single large lake with the same total volume.

Equation (1) may be independently applied to several lakes in a chain where the outflow from one lake represents the inflow to the next lake in the chain. If P_{iP} is the inflow concentration to Pasqua Lake and P_{LP} is the lake concentration of Pasqua Lake, then P_{LP} is also the outflow concentration from Pasqua (because the model assumes each lake is well mixed) as well as the inflow concentration to Echo Lake. Similarly, P_{LE} represents both the Echo Lake concentration and the inflow to Mission Lake, P_{LM} represents both the Mission Lake concentration and the inflow to Katepwa Lake, and P_{LK} represents the Katepwa Lake concentration and the outflow from the chain.

The outflow from the lake chain may be found by simultaneous solution of four equations like equation (1) above. Assuming the flow through the lakes is Q and the volumes of the lakes are V_P, V_E, V_M, and V_K, then

$$\frac{dP_{LP}}{dt} = \frac{P_i Q}{V_P} - \frac{P_{LP} Q}{V_P} - \sigma_P P_{LP} \qquad (2)$$

$$\frac{dP_{LE}}{dt} = \frac{P_{PL} Q}{V_E} - \frac{P_{LE} Q}{V_E} - \sigma_E P_{LE} \qquad (3)$$

$$\frac{dP_{LM}}{dt} = \frac{P_{LE} Q}{V_M} - \frac{P_{LQ} Q}{V_M} - \sigma_M P_{LM} \qquad (4)$$

$$\frac{dP_{LK}}{dt} = \frac{P_{LM} Q}{V_K} - \frac{P_{LK} Q}{V_K} - \sigma_K P_{LK} \qquad (5)$$

represent the rate of change of phosphorus concentration in the Fishing Lakes. When the variation in P_i, Q, and the V's and σ's are known, the temporal variations in lake concentrations can be found.

For the case of a sudden increase in inflow concentration, each of the above equations has a solution of the form

$$\frac{P_L}{P_i} = \frac{1 - \exp(-t/\tau)\exp(-\sigma t)}{1 + \sigma\tau} \qquad (6)$$

Therefore, the outflow from the nth lake in a chain of n lakes can be expressed by the product of n terms,

$$\frac{P_{Ln}}{P_i} = \prod_{1}^{n} \frac{1 - \exp(-t/\tau_n)\exp(-\sigma_n t)}{1 + \sigma_n \tau_n} \qquad (7)$$

Figure 2 shows the simulated outflow concentration from Katepwa Lake following a sudden increase in inflow concentration to Pasqua Lake using a Q typical of a high flow year and a sedimentation time scale of 1 year. The response of a single large lake with the same total volume as the four Fishing Lakes is also shown. There is a delayed

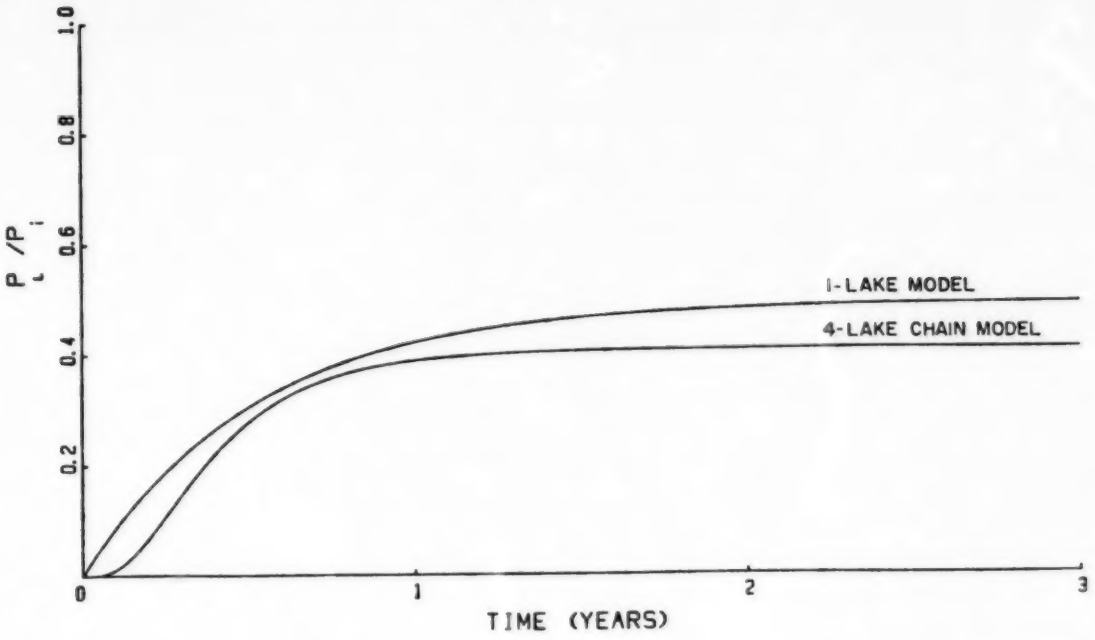

Figure 2. Step function response of a four-lake chain with sedimentation compared with a single lake of the same total volume.

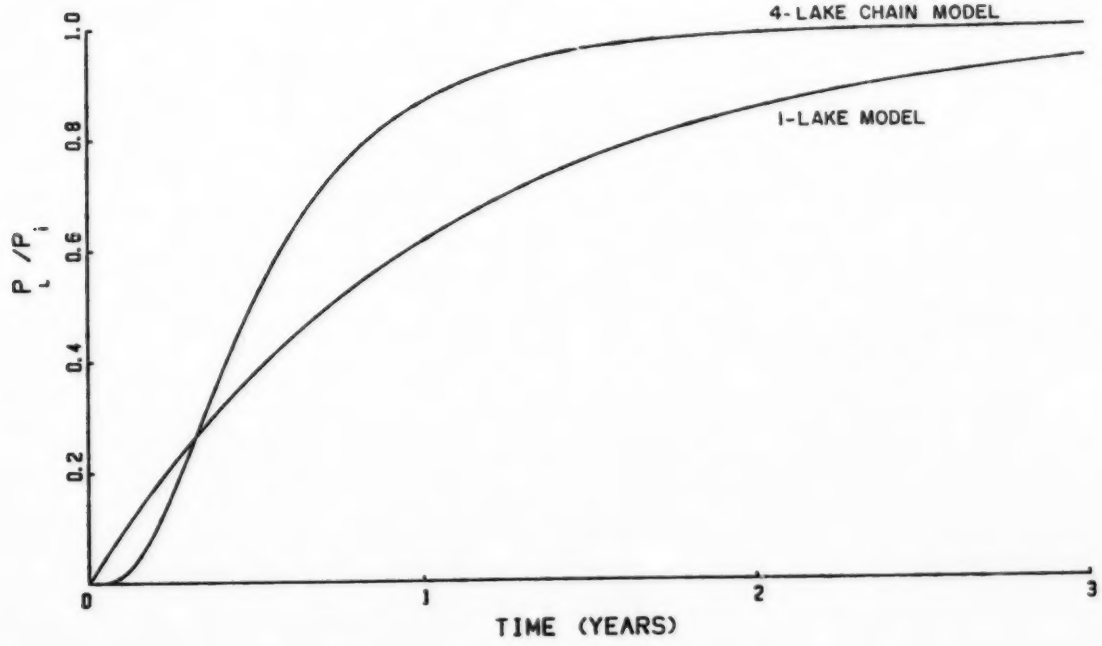

Figure 3. Step function response of a four-lake chain with no sedimentation compared with a single lake with the same total volume.

initial response in the chain of lakes. Once the outflow of the chain begins to respond, however, it does so more rapidly so that the steady state outflow concentration is actually reached sooner in spite of the initial delay. The steady state concentration is lower downstream from a chain of lakes relative to a single lake with the same total volume as long as there are sedimentation losses.

An example of four lakes similar to the Fishing Lakes in a high flow year, but with no sedimentation losses, is shown in Figure 3. Once again there is a delayed initial response in the outflow from a chain of lakes relative to that of a single lake of the same total volume. When the lake chain begins to respond, however, it does so more rapidly. With no sedimentation, the steady state outflow of both lake systems is simply equal to the inflow concentration.

Thus it has been shown that a chain of lakes and a large single lake with the same total volume are different with respect to both the frequency response and the scaling of lake phosphorus concentrations. Quantitatively, the differences depend upon the values of the water renewal and sedimentation time scales for each lake system.

The lake chain analysis may also be used for a quantitative assessment of the well-mixed assumption for a large lake. By dividing the large lake into numerous small basins that are well-mixed, the subbasins may be treated like a chain of smaller lakes. Incomplete mixing in a large lake, therefore, is expected to introduce a delayed response at the outflow, but a faster overall response time than a geometrically similar well-mixed lake. In a large lake with a sedimentation sink, the incompletely mixed lake would also have lower steady state concentrations than the well-mixed lake of the same volume.

A Three-time-scale Model for the Fishing Lakes

Application of the principles of phosphorus dynamics to the Fishing Lakes requires further analytical extension to the above models to account for the differences in the water budgets. In the Fishing Lakes, there appears to be substantial water loss due to evaporation. While evaporation can be important to the water budget, it does not contribute to the phosphorus budget. The source of phosphorus entering the lake is proportional to the water inflow, and the flushing sink is proportional to the water outflow from the lake. The model equation describing lake phosphorus concentrations is now

$$\frac{dP_L}{dt} = \underset{\text{(source)}}{\frac{P_i Q_i}{Az}} - \underset{\text{(sink)}}{\frac{P_L Q_o}{Az}} - \underset{\text{(sink)}}{\sigma P_L} \qquad (8)$$

where Q_i is the water inflow to the lake,
Q_o is the water outflow from the lake,

and the other variables are the same as before.

This model has three time scales: the inflow time scale $\tau_i = Q_i/Az$, the outflow time scale $\tau_o = Q_o/Az$, and the sedimentation time scale $\tau_s = 1/\sigma$ as before. Equation (8) can be solved by separation of variables. The solution subject to the initial condition $P_L = 0$ when $t = 0$ is

$$\frac{P_L}{P_i} = \frac{1}{\frac{\tau_i}{\tau_o} + \frac{\tau_i}{\tau_s}} [1 - \exp(-t/\tau_o)\exp(-t/\tau_s)] \qquad (9)$$

It is readily apparent that equation (9) reverts to the two-time-scale result in Kenney (1990a) when $\tau_i = \tau_o$.

Note that the inflow time scale does not directly influence the frequency response of the lake, but only the scaling. For example, consider a lake with no sedimentation and where half the water inflow is lost due to evaporation from the lake surface. Then, $\tau_i = \tau_o/2$ and the steady state value of $P_L = 2P_i$ from equation (9). Since no TP is lost with the evaporated water, the lake evaporation concentrates the phosphorus that enters the lake with the inflow. Unlike the one- and two-time-scale models presented in Kenney (1990a), P_L/P_i can now exceed 1 at steady state. Alternatively, if a second lake with the same τ_o were being diluted with phosphorus-free water such that $\tau_i = 2\tau_o$, then $P_L = P_i/2$ at steady state with no sedimentation, as expected. The time required to reach steady state, however, is the same for both lakes even though the inflow time scales differ by 4.

The ratio τ_o/τ_i can be considered a lake concentration factor. When the lake concentration factor is greater than 1, the lake concentration will exceed the input concentration by this ratio. Similarly, when the ratio is less than unity, the input concentration will be diluted by this ratio.

The effects of the lake concentration factor are similar for lakes with sedimentation. P_L/P_i may still exceed 1, but only if the effects of the concentration factor exceed the losses due to sedimentation.

Phosphorus Loading

Before applying the results of the above analysis to the Fishing Lakes, some comment on the widespread use of the phosphorus loading concept is necessary. Phosphorus loading is most commonly defined as the product of the

phosphorus concentration and the discharge. While the dynamics of phosphorus in a lake can be readily formulated in terms of the phosphorus loading to the lake, L_i, and phosphorus loading from the lake, L_o (by substitution of L_i for P_iQ_i and L_o for P_LQ_o in equation [8]), the resulting equation cannot be solved if only the loadings are known. The reason is the information loss that accrues when computing loading (as the product of concentration and discharge). Moreover, it is clearly shown in this paper that lake phosphorus concentration scales with the inflow concentration (and not with the loading to the lake). Since the concentration and the discharge must both be known in order to compute the loading, there is little to be gained by the use of this concept for dynamic environments. On the other hand, substantial error can be introduced when simply comparing loadings to and from a lake because such a procedure involves the implicit assumption that the lake is in steady state. A detailed evaluation of the phosphorus loading concept was given by Kenney (1990a).

WATER BUDGET OF THE FISHING LAKES

The water budget of the Fishing Lakes has been estimated by Cross (1978) and others, usually on the basis of annual average data. In order to model the nutrient dynamics of the four Fishing Lakes separately, it is necessary to have inflow and outflow data from each lake. Since the Water Survey of Canada (WSC) only measures the flow upstream and downstream from the four lakes, the water budget of the lake system was examined on the basis of daily averaged data to determine the feasibility of calculating the inflows to and outflows from the individual lakes.

The discharge of the Qu'Appelle River to the Fishing Lakes is shown in Figure 4 along with the outflow to the river below Katepwa Lake for the period of the 72-hour sampling program of WQB. Both 1980 and 1981 were low flow years, while 1982 was considered a moderate flow year.

The difference between the inflow and the outflow shown in Figure 5 was found to be of the same order as the flows themselves. The flow deficit in the fall of 1980 was caused by manipulation of the control structure between Echo and Mission lakes to reduce the flood threat the following spring. The reduction in the volume of the two upper lakes may be seen in Figure 6. Simultaneously, there was a slight increase in the volume of both Mission and Katepwa lakes. A similar draw down of the upper lakes occurred in the fall of 1981 and 1982, although the flow deficit was much less than for 1980 (Fig. 6).

The impact of lake level manipulation on the total volume of the four Fishing Lakes was less obvious (Fig. 7) because of the inverse correlation between the two upper and two lower lakes.

In its simplest form, the water budget of the Fishing Lakes can be expressed as

Inflow - Outflow = Change in lake volume = dV

The change in lake volume was calculated from measurements of lake level made in Echo and Katepwa lakes since the two upper and two lower lakes are directly connected. Lake capacity charts calculated by the Prairie Farm Rehabilitation Administration (PFRA) were used to relate lake levels to volumes.

The Qu'Appelle River is the only large river system feeding the Fishing Lakes. There are about a dozen minor tributaries that flow directly to the lakes, the largest two being Jumping Deer and Echo creeks. The drainage basin upstream from the lakes is about 36 600 km^2. The local drainage basin including Jumping Deer and Echo creeks is only 4000 km^2. For randomly distributed rainfall and runoff proportional to the size of the drainage basin, the inflow is expected to be dominated by the Qu'Appelle River. Other inflows are direct precipitation to the surface of the lakes plus any ground-water inflow. Direct precipitation can be estimated on an annual basis from rain gauge data available from the vicinity of the Fishing Lakes (Cross, 1978). Rainfall is reported on a daily basis so that it is possible to estimate the daily precipitation on the surface of the lakes with reasonable accuracy.

Ground-water inflow is more difficult to estimate quantitatively. Numerous springs emerge from the sides of the valley to visibly contribute ground water to the lakes. These are particularly common along the south shore of Echo Lake.

There is also a persistent belief that there is a significant ground-water inflow directly at the bottom of the Fishing Lakes. The belief is supported by local geology since a large aquifer, the Hatfield Valley aquifer, is known to run across the valley at a depth of about 40–50 m below the Fishing Lakes (Christiansen et al., 1977). A previous study was made of major aquifers in the Qu'Appelle Valley by Rey (1970). The deep holes in the bottom of the Fishing Lakes are believed to be caused and maintained by direct ground-water flow from this aquifer. There are, however, no observation wells in the Fishing Lakes area to provide a direct indication of seasonal variation in the ground-water flow to the lakes. A plot of daily fluctuations of the water table during 1971 from a well 130 km northwest of Katepwa Lake was presented by Christiansen et al. (1977) as typical of the Qu'Appelle region. These results suggest

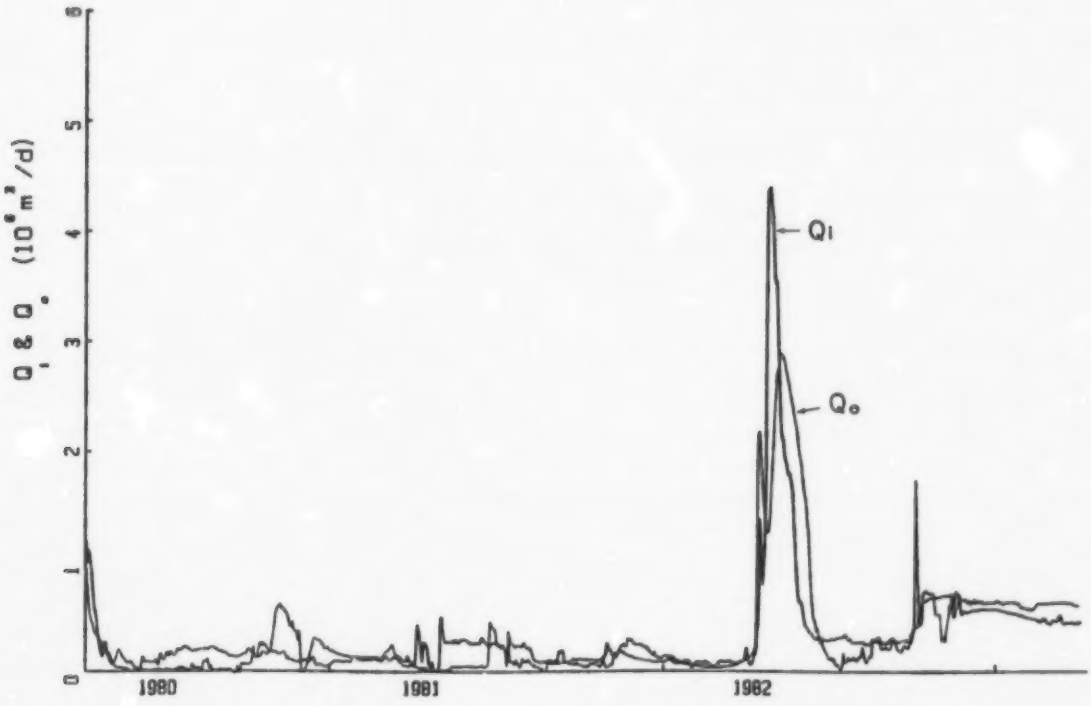

Figure 4. The inflow to (Q_i) and outflow from (Q_o) the Fishing Lakes chain from 1980 to 1983.

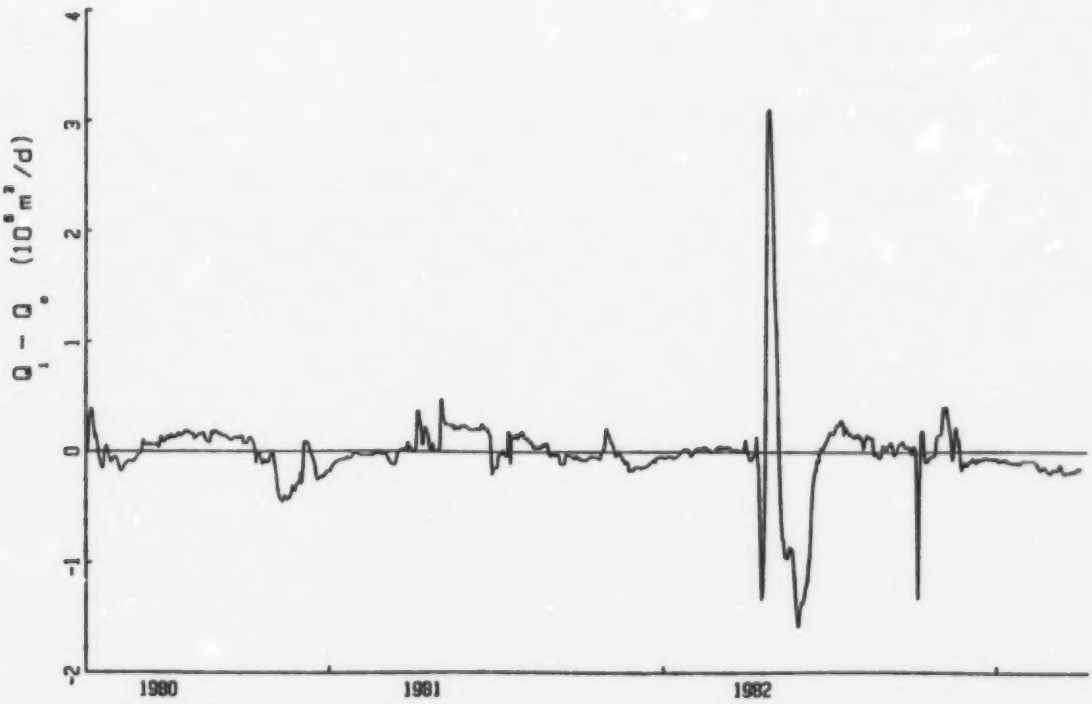

Figure 5. The difference between the inflow and the outflow from the Fishing Lakes from 1980 to 1983.

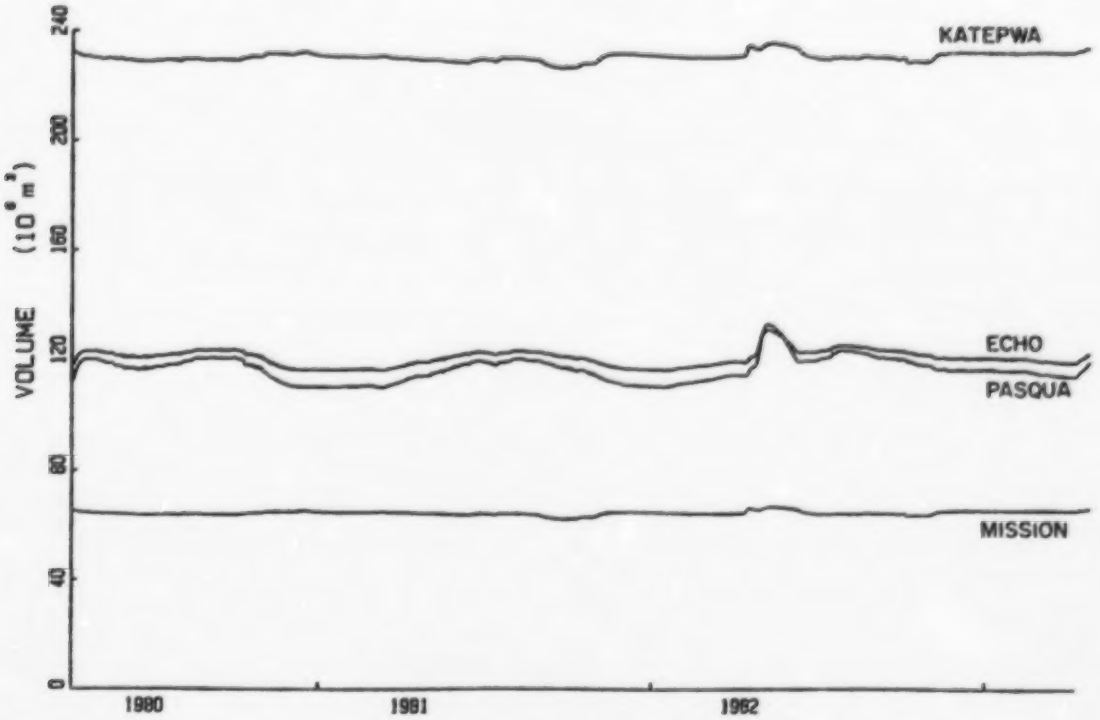

Figure 6. The variation in the lake volumes of the four Fishing Lakes from 1980 to 1983.

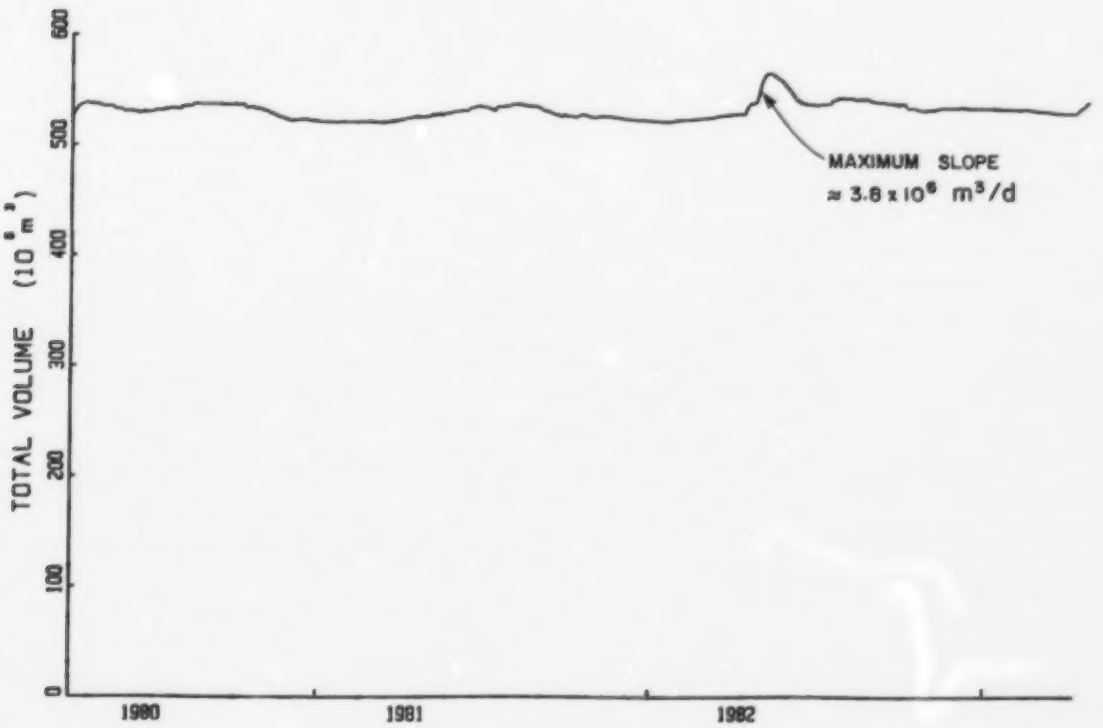

Figure 7. The variation in the total volume of the Fishing Lakes from 1980 to 1983.

that maximum ground-water inflow to the lakes would occur from April to August with the peak corresponding to the snowmelt. The water table decreased slightly during the rest of the year, presumably because of continued ground-water inflow to the lakes over the winter with no recharge of the water table through the frozen ground. From an examination of the water chemistry of Mission Lake and the local ground water, Christiansen et al. (1977) concluded that most of the water in Mission Lake originated as ground water. On the other hand, the water budget estimates made in this paper suggest that ground-water inflow is unlikely to be the dominant term in the water budget, although it may be significant in low flow years.

The Qu'Appelle River is the only surface outflow from the lakes. It is gauged at the outlet of Katepwa Lake. In addition to an unknown quantity of ground-water outflow, the only other water loss from the lakes is evaporation, which is not monitored on the Fishing Lakes. Cross (1978) used evaporation pan data with a 7-year mean of 650 mm/a in her water budget. Although evaporation pan data are still routinely collected by the Atmospheric Environment Service (AES), the relevance of such data to lake evaporation is suspect because of fundamental differences between energy and momentum balances in the pan and in the lake.

The temperature of Lake Diefenbaker (Fig. 1) is routinely monitored by AES and evaporation calculated using a mass transfer equation. A 10-year average annual evaporation is 760 mm/a for Lake Diefenbaker using this approach. Both estimates are about the same order as the annual evaporation estimated for the Great Lakes. In view of the high winds and low ambient humidity on the prairies during the open water season, one might expect that the annual evaporation from the Fishing Lakes would be much higher than the Great Lakes. On the other hand, prairie lakes have no evaporation losses for about 5 months each year because they are totally frozen over.

Since evaporation is difficult to determine accurately, no attempt was made to calculate it on a daily basis. Instead, an unknown flow term was calculated using

$$UQ = dV - Q_i + Q_o$$

This term contains the unmeasured direct runoff, the difference between precipitation to and evaporation from the lake surface, net ground-water input, and all errors accumulated in measuring the inflow, the outflow, and the change in lake volume.

Because UQ was calculated as the difference among three terms in the balance equation, it was expected that UQ would be noisy (i.e., that UQ would have large random fluctuations). It was also expected from the previous annual water budgets and the above considerations that UQ would be a small fraction of the inflow or outflow, but it is not. Figure 8 shows that not only is UQ very noisy, but also that many spikes are much larger than the maximum inflow, outflow, or even the net flow from the Qu'Appelle River. There are two obvious trends in UQ, however. First, the noise is much lower during the winter for each of the 3 years shown in Figure 8. Second, UQ integrates to a net inflow during the winter months and to a net outflow during the summer.

Much of the noise in UQ is simply due to measurement inaccuracy and accumulated error. For example, the large negative spike in UQ in April 1982 suggests that the accuracy of discharge computations decreases during the period of the spring flood.

There are two other likely sources of much of the noise in UQ. One is wind-induced oscillations or set-up of the lake surface that produces spurious changes in the computed lake volume. The second is a phase shift resulting from the use of daily averages that are centred on 12 noon for both the lake level and discharge data. In order to reduce the noise in UQ, the lake level data were smoothed with a 4-day digital filter. This filter eliminated most of the wind set-up fluctuations while simultaneously introducing a 12-hour phase shift required to compensate for the averaging method used for the daily data. UQ calculated from the filtered lake level data are shown in Figure 9. Most of the large spikes in UQ in Figure 8 have been eliminated, but the basic differences between winter and the open water period are still obvious. Although UQ in Figure 9 is now of the same order of magnitude as the inflow, outflow, or net flow, it is still very large when one considers that the local drainage basin is only about 10% of the area drained upstream from the lakes.

The net water gain during the winter is likely ground-water inflow. Local precipitation and evaporation, which tend to offset one another in annual water budgets, may account for the higher noise in UQ during the open water period since, on a daily basis, precipitation is usually low when evaporation is high and vice versa. The net water loss during the open water period is likely due to high evaporation on the prairies. This net water loss could conceivably result from ground-water outflow during the open water period, although the water table fluctuations presented by Christiansen et al. (1977) would suggest that ground-water flow is always into the lakes and is largest during the spring and summer. An inflow of ground water would require an even larger evaporation term to balance the water budget during the open water period.

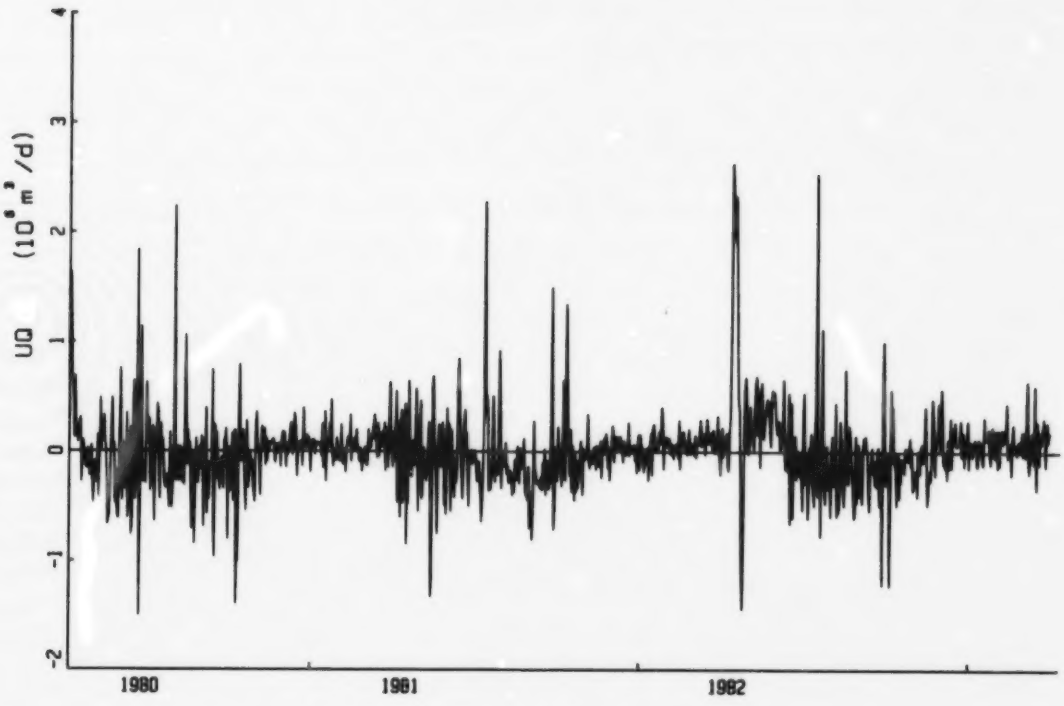

Figure 8. Variation in the unknown flow (UQ) from 1980 to 1983.

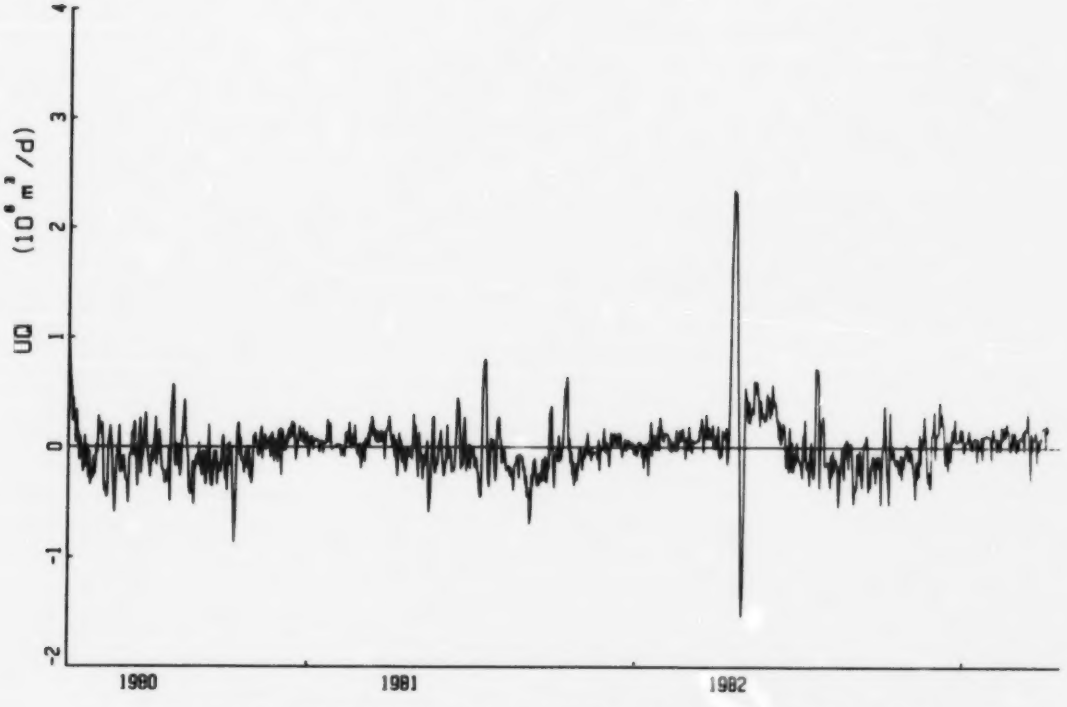

Figure 9. Variation in the unknown flow (UQ) after smoothing with a 4-day digital filter.

In winter, much of the noise in UQ results from random measurement error that contributes little to integral values. If it is assumed that there are no systematic errors in the discharge measurements, then some rough quantitative estimates can be made. Integrating the net inflow in Figure 9 over each 5-month winter period results in a suspected ground-water inflow of the order of 0.07×10^6 m^3/d. This net winter inflow did not vary much from winter to winter. Thus winter ground water may contribute significantly to the total winter inflow to the Fishing Lakes, particularly in low flow years. It is not possible to estimate net ground water during the open water period or to estimate the actual evaporation with any confidence using these data. From arguments presented by Christiansen et al. (1977), it is likely that ground-water inflow increases during the open water period. Even at a flow rate that is 2 to 3 times larger, the overall impact of ground water on the water budget appears slight except during low flow years.

MEASUREMENTS OF TOTAL PHOSPHORUS IN THE FISHING LAKES

All available phosphorus concentration measurements that were made immediately upstream from Pasqua Lake from 1970 to 1983 are shown in Figure 10. The inflow TP data collected prior to 1980 were previously examined in detail and edited by Cross (1978). The paucity of data prior to 1980 is obvious from Figure 10. Seldom were more than eight TP measurements made per year before the start of the WQB intensive sampling program in 1980. Although the first 10 years of record lacks detail, the entire data set is characterized by similarly high peak values and a high degree of variability. The numerous peaks in Figure 10 are extremely high values of TP concentration for any natural water system. Even the lowest inflow concentrations measured during this 13-year period were high compared with the concentrations (10–20 mg/m^3) required to produce algal blooms (Sawyer, 1947). Sawyer's criterion is the concentration level used by Vollenweider (1975) and others as the threshold value for eutrophic lakes.

The measured TP concentrations at the outflow of Katepwa Lake were much less variable than the inflow. The reduction in the level of fluctuations or noise in the phosphorus concentrations at the outflow is an expected result of phosphorus dynamics theory and demonstrates that lakes behave physically (as well as theoretically) like low pass filters. That is, fluctuations in inflow TP that occur at high frequency relative to the natural frequency of a lake ($1/\tau_p$) are heavily damped by the lake, while low frequency fluctuations pass through the lake unchanged. In effect, large spikes in inflow TP occur too rapidly for a lake to respond and are not detectable at the outflow. Some damping is readily apparent in Figure 11, which shows both the inflow and outflow TP concentration from the Fishing Lakes from 1980 to 1983. The fact that the measured outflow TP in Figure 11 contains some high-frequency noise may result from other causes, such as measurement inaccuracy, sampling variance, incomplete mixing in the lakes, or other local effects at the outflow that tend to make the outflow concentrations less representative of the actual lake concentrations. Sampling variance alone could account for most of the observed noise in the outflow TP shown in Figure 11. Stainton et al. (1974) have shown that phosphorus analysis of numerous samples taken from a homogeneous source containing particulates may have a relative standard deviation of ±20% or more.

SIMULATION OF OUTFLOW PHOSPHORUS CONCENTRATION FROM THE FISHING LAKES

Single-lake Model

Since there were no measurements made of the water flow between the various lakes, a single-lake model (equation [8]) of the Fishing Lakes was first used to simulate the outflow TP. Because of the seasonal variation in lake levels, the three-time-scale model was applied to a single lake with a volume equal to the total volume of the four Fishing Lakes at each time step (1 day).

Daily means of total lake volume and the inflow and outflow discharge were combined to determine two of the time scales to be input to the single-lake model equation. The resulting daily values of the inflow and outflow time scales from 1980 to 1983 are shown in Figure 12 and 13, respectively. There was no independent method of estimating the sedimentation time scale, so the one-point calibration procedure used for the Lake Washington simulation was adopted for the Fishing Lakes (Kenney, 1990b). The value calculated for σ using the first data point in the time series was so small that a constant value of zero was used in all the simulations.

The single-lake model was also run using the sparse total phosphorus data set available from 1970 to 1979 (Fig. 10). The model was driven by daily values of inflow TP that were calculated by linear interpolation from the few data points available. Daily values of the inflow and outflow time scales (Figs. 14 and 15) were calculated from daily estimates of the discharge to and from the Fishing Lakes and the total volume of the four lakes interpolated from monthly averages for that period.

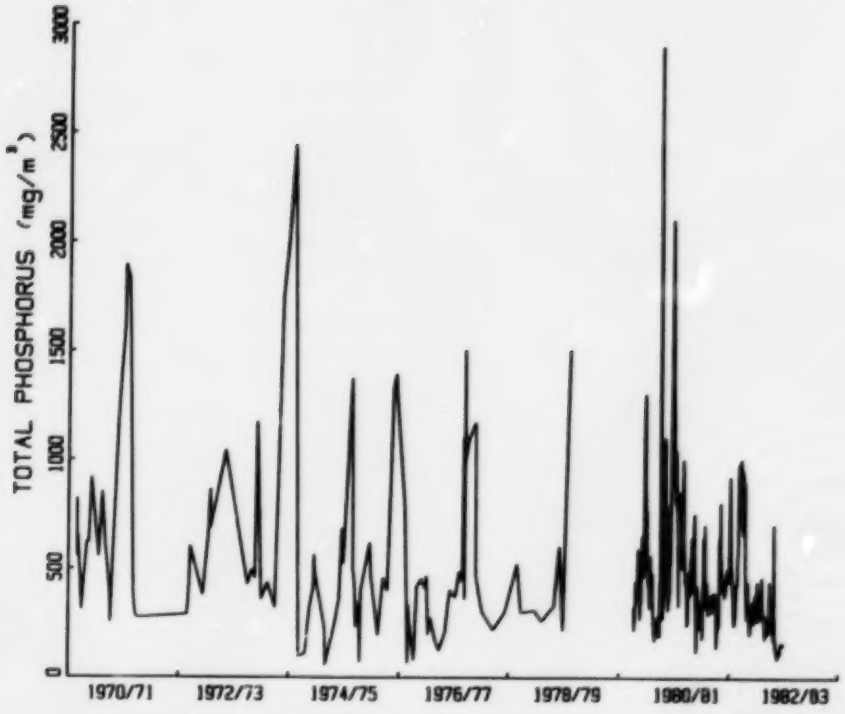

Figure 10. Concentration of total phosphorus in the inflow to the Fishing Lakes from 1970 to 1983.

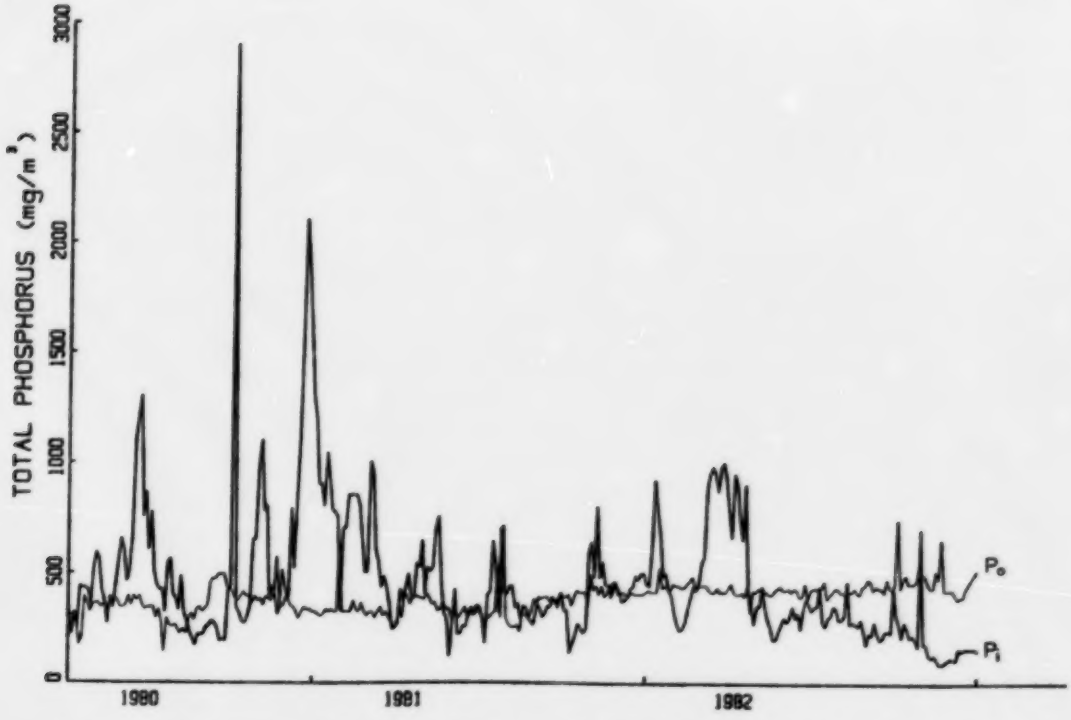

Figure 11. Concentrations of total phosphorus in the inflow and the outflow from the Fishing Lakes from 1980 to 1983.

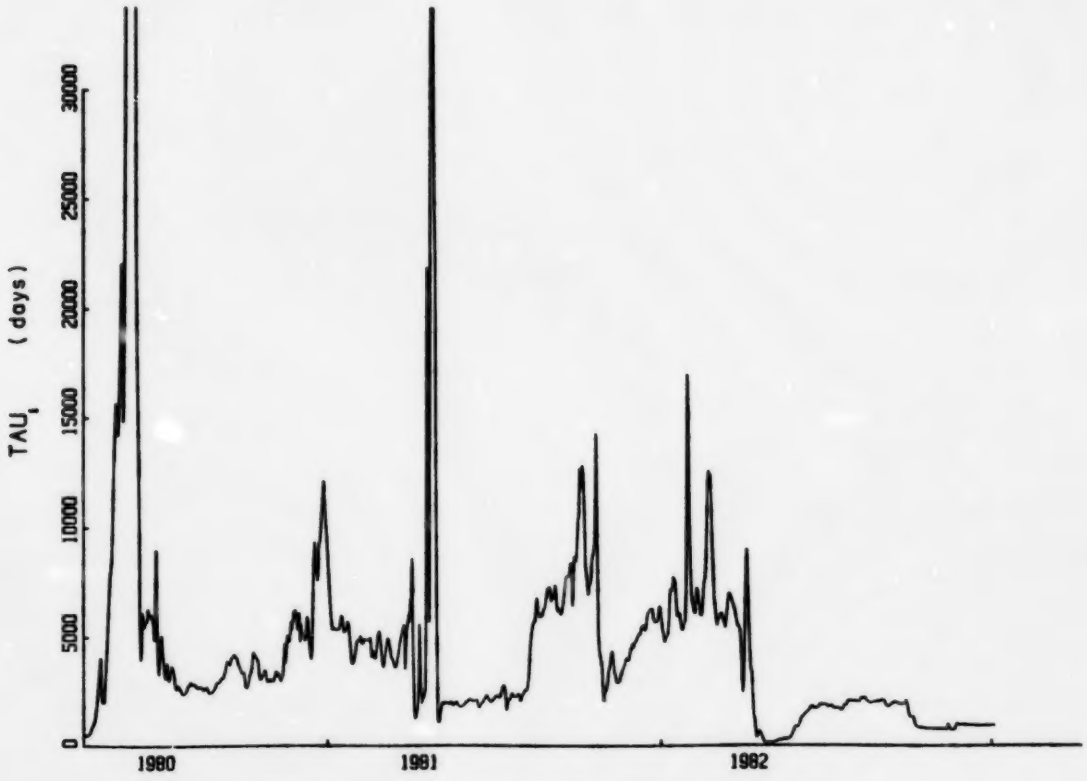

Figure 12. The inflow time scale to Pasqua Lake from 1980 to 1983.

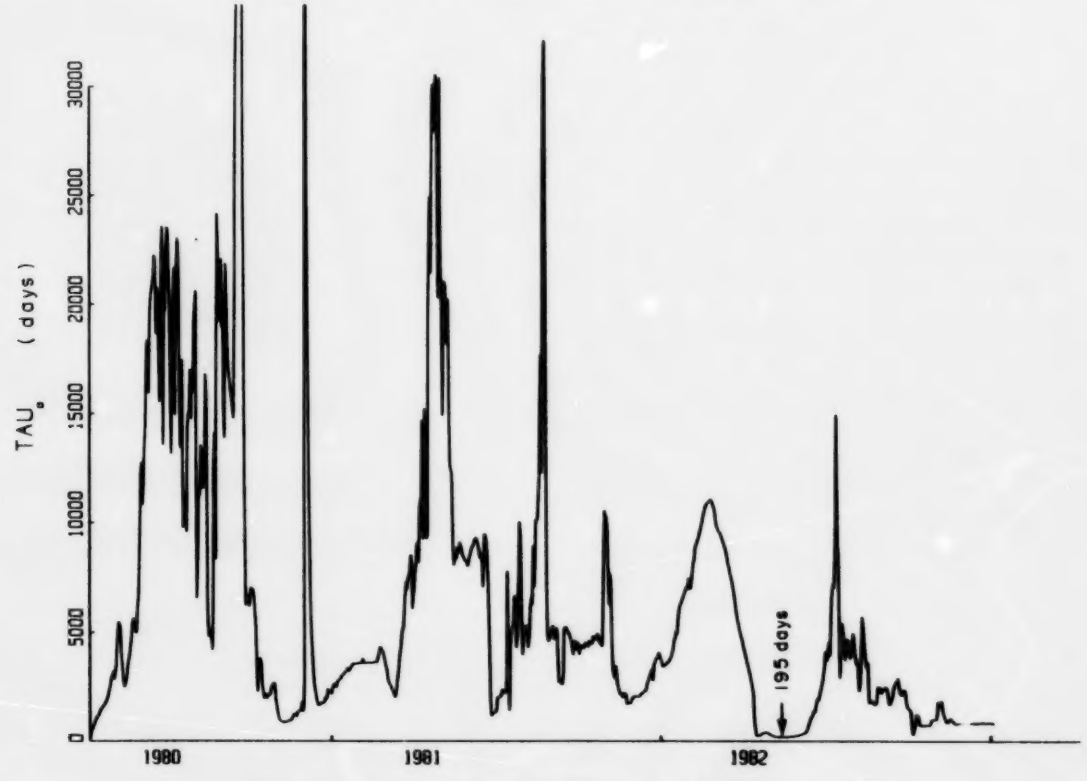

Figure 13. The outflow time scale from Katepwa Lake from 1980 to 1983.

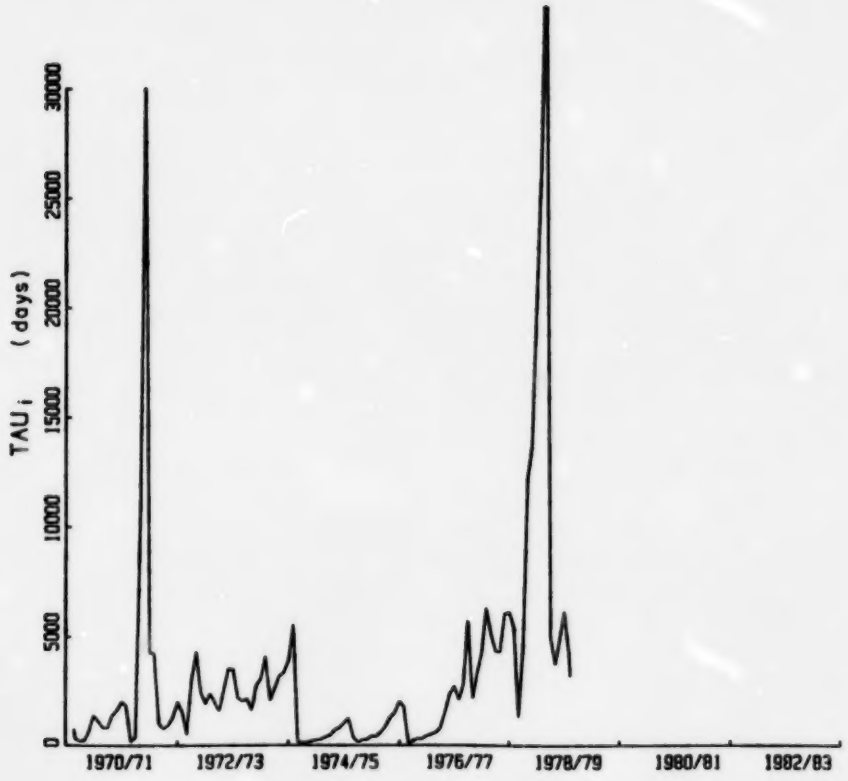

Figure 14. The inflow time scale to Pasqua Lake from 1970 to 1979.

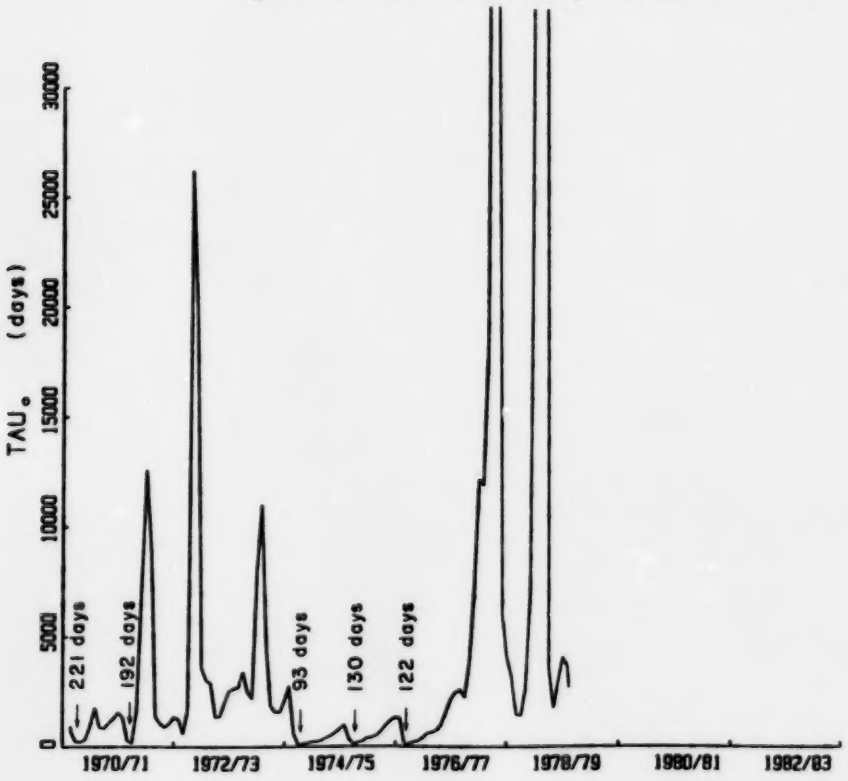

Figure 15. The outflow time scale from Katepwa Lake from 1970 to 1979.

The simulated outflow TP from 1970 to 1983 is shown in Figure 16 together with the measured phosphorus concentrations at the outflow of Katepwa Lake. Although the measured outflow TP concentrations are much noisier than the calculated TP, the overall simulation is relatively good. In particular, the major trend in the measured data (i.e., a reduction in TP from a level of about 500 to about 350 μg/L at the time of the 1974 spring flood) is reproduced by the simulation.

Lake Chain Model

The lack of discharge measurements between the individual lakes prevented direct application of the lake chain model (equations [2] to [5]) to the Fishing Lakes. Attempts to calculate the outflow from each of the four lakes using the water budget were unsuccessful. The calculated outflows were often negative, which corresponds to the unstable case of a negative time scale in the model. The reason for the lack of success in calculating outflows from each lake was the large unknown flow term in the water budget.

In order to assess the lake chain model in the Fishing Lakes, a more simplified approach to the water budget was then taken. The difference between the water inflow to Pasqua Lake and the outflow from Katepwa Lake was prorated among the four lakes. Water inflow and outflow times scales were then calculated for each of the four lakes using their individual volumes at each time step.

The lake chain model was also run to simulate both data sets. The results are shown in Figure 17. There are some minor differences between the lake chain model results and the single-lake simulation shown in Figure 16, but the major trends are identical. For example, both simulations clearly illustrate the importance of the 1974 flood on the water quality in subsequent years.

DISCUSSION

Regina Sewage Treatment Plant

One of the objectives of the WQB intensive sampling program was to evaluate the effects on the Fishing Lakes of additional treatment of Regina's sewage that began in 1976. The final results of the WQB program are presented in Munro (1986). A cursory examination of Figures 16 and 17, however, shows no reduction in the simulated TP outflow that could be directly associated with the introduction of tertiary treatment. A similar null response is seen in the measured inflow and outflow TP data.

Impact of the 1974 Flood

The most striking feature of the behaviour of TP in the Fishing Lakes is the influence of the 1974 flood. For 4 years prior to the 1974 spring flood, the TP at the outflow averaged nearly 500 μg/L. Following the flood, the outflow TP remained at about 350 μg/L. This decrease is seen in the measured outflow TP data as well as in the simulation. A similar decrease occurred in the measured inflow TP. It is not immediately obvious, however, why the 1974 spring flood resulted in such a significant drop in TP.

One complication to be considered is the possibility that the 1974 decrease resulted from a change in the methodology used to measure total phosphorus concentrations. The WQB changed its method of measuring TP in 1974, but not all sampling sites were changed simultaneously. There has been no reported decrease in the concentration of total phosphorus measured at other WQB sites, however, as a result of the change in the WQB analytical techniques. Furthermore, much of the TP data used in this study was supplied by the Province of Saskatchewan, and there was no change in its analytical procedure for determining TP concentrations during that time.

The most probable conclusion is that the decrease in TP that accompanied the 1974 flood was a real decrease and not simply a result of the change in analytical technique introduced at that time by WQB. Although the 1974 spring flood was the largest flood during the 13 years of record, it is not known why it had such an impact on TP concentrations entering the Fishing Lakes. On the other hand, the reduction in the outflow concentration is readily explained in terms of the phosphorus dynamics. The reduction in inflow TP occurred at a time when the lakes were capable of an immediate response, that is, when τ_o was small.

Simulation Accuracy

Input data required for the present simulation were a time series of input TP concentrations to force or drive the model and corresponding time series of the time scales that characterize the phosphorus dynamics of the lakes. In general, the length of the input time series required is several times longer than the time scale that characterizes the dynamics. The accuracy of the simulated outflow TP can be no greater than the accuracy of the data input to the model. The simulation of TP in the Fishing Lakes was hampered not so much by the inaccuracy of the input data as by the lack of input data. There were large gaps in the data set from 1970 to 1979 that required lengthy interpolations. For example, a single data point derived from one instantaneous sample was used to represent the TP input to

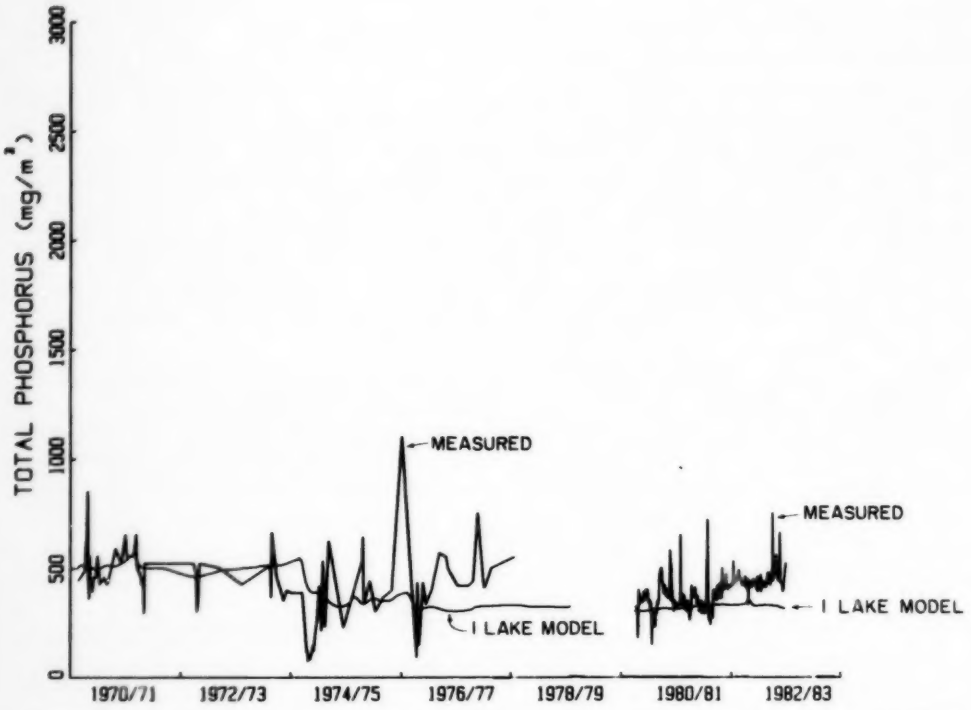

Figure 16. The total phosphorus concentration in the outflow from Katepwa Lake compared with the simulated TP concentration computed with the single-lake model.

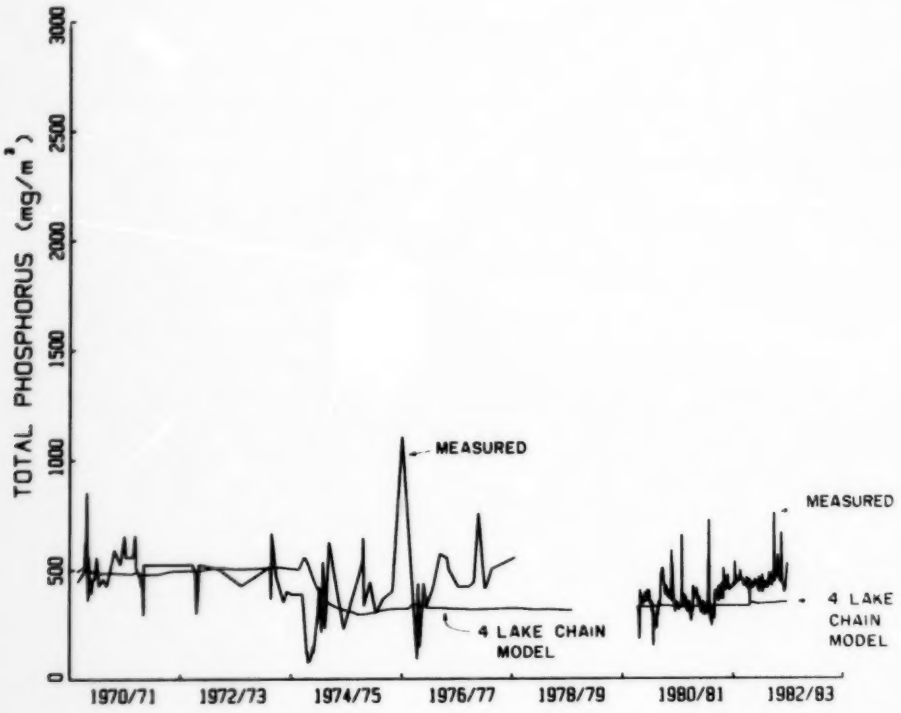

Figure 17. The total phosphorus concentration in the outflow from Katepwa Lake compared with the simulated TP concentration computed with the four-lake model.

the Fishing Lakes for over one year in 1971/72. Given the sparse input TP data set, the simulations are considered to be excellent. The measured output TP is much noisier than the simulated output TP, but the noise may be attributed mainly to sampling variance. Incomplete mixing in the lakes may also have contributed to the noise in the output TP.

It is difficult to assess which simulation is more representative of the outflow TP from the Fishing Lakes. In theory, the single-lake simulation is less accurate since it ignores the obvious physical differences between a large single lake and a chain of smaller lakes. On the other hand, actual measured inflows and outflows were used for the single-lake model, while the lake chain model used calculated values for the between-lake flows. Although it was shown theoretically that the four-lake chain model responds more quickly to changes in input TP than the single-lake model, the two simulations show only minor differences. This is largely because phosphorus dynamics in the Fishing Lakes were dominated by the phosphorus outflow time scale, which was highly variable. Other lake chains with a more constant discharge would demonstrate the inherent difference in response time of the two models more clearly. Since both models simulate the major features of the measured outflow reasonably well, an exhaustive comparison of the two results is not warranted. Phosphorus contained in the ground water and other unknown inflows likely limits the maximum accuracy of both simulations in the Fishing Lakes.

Sedimentation of Phosphorus

The absence of any detailed measurements on sedimentation rates in the Fishing Lakes precludes direct estimation of the sedimentation constant. Furthermore, it is unlikely that any of the devices conceived to date to measure in situ sedimentation rates produce unbiased results. Any such physical device must necessarily disturb the natural horizontal lake currents and the turbulent fluctuations that suspend the particles. Also, the inherent nonstationarity of the sedimentation process results in periodic negative fluxes within the water column (Kenney, 1985). The biological conversion of dissolved TP to particulate TP may also be an important factor controlling the sedimentation time scale. While the present phosphorus dynamics models allow for a time-varying sedimentation constant, there is no independent method available to determine it.

Several indirect methods to determine σ were proposed in Kenney (1990a). Each method depended upon the applicability of the two-time-scale model. Any sources or sinks not explicitly taken into account were simply absorbed in the sedimentation constant. The simplest method is, in effect, a one-point calibration of the model equations using the first data point in the time series. Using this approach on Lake Washington resulted in a sedimentation time scale of 706 days. A similar approach was adopted for the Fishing Lakes analysis using the first point in the 1980/83 record. The resulting value of σ was so small that $\sigma = 0$ was used in all subsequent analyses. With $\sigma = 0$, the phosphorus dynamics model reduces to a two-time-scale model: the inflow and outflow time scales. The dynamic response of the lakes is determined solely by the latter. A value of $\sigma = 0$ also means that there is no net sedimentation in the Fishing Lakes. In effect, the Fishing Lakes are saturated with total phosphorus.

Physical sedimentation of particulate phosphorus does occur, however. When compared with the flow, available data show a drop in particulate TP and an increase in dissolved TP in the outflow from the Fishing Lakes. A similar change in phosphorus form occurred in Lake Washington. This change in the form of phosphorus is not included in the present models, which are only capable of describing net sedimentation as a sink. A simple extension of the present model has been derived to account for the sediments as a source of TP, but there are no sediment phosphorus data with which to evaluate the model at this time.

SUMMARY AND CONCLUSIONS

The application of lake phosphorus dynamics has been extended to describe phosphorus concentrations in the outflow from a chain of large prairie lakes. The dynamic or frequency response of the lakes was shown to be determined by the outflow time scale. Generally, the time scale was so large (greater than the 13-year period of available record) that the Fishing Lakes did not respond to sharp peaks in input TP regardless of their size. Only during the spring floods of 1974, 1975, 1976, and 1982 was the outflow time scale sufficiently small to allow a significant response in the outflow TP within the period of available data. Of the four flood years, the 1974 flood was the largest. Not only was the time scale greatly reduced, but the 1974 flood was also accompanied by a reduction in the inflow TP. The combination of low inflow phosphorus concentrations and high flows resulted in the large reduction observed in the outflow phosphorus concentrations.

The Fishing Lakes were shown to be saturated with phosphorus. There was no net sedimentation of phosphorus in the lakes, although there was a reduction of particulate

TP and an increase in dissolved TP in the outflow. The Lake Washington data showed a similar change in the form of phosphorus from inflow to outflow, but had a sedimentation time scale of about 2 years.

The large spring flood in 1974 had a greater effect on reducing P_L in the Fishing Lakes than the Regina tertiary treatment plant that commenced operation in June 1976. The simulated lake phosphorus dropped over 100 mg/m^3 to about 350 mg/m^3 during the flood and has remained at about that level since 1974. The measured P_L was much noisier, but it also showed that a marked decrease accompanied the 1974 flood. On the other hand, there has been no detectable response in the Fishing Lakes to the tertiary treatment of Regina sewage, either in the measured or in the simulated outflow TP. Nor has there been any detectable response in the inflow TP, although the lack of measurements in 1978 and 1979 detracts somewhat from the confidence with which one can make such statements.

The phosphorus concentrations in local runoff to the lakes, as well as that upstream from Regina and Moose Jaw, are an order of magnitude greater than Sawyer (1947) found for the production of algae blooms. Hence the lakes are supplied with TP-enriched water from all inflows except direct precipitation and are likely to produce immense algal blooms even without municipal effluents. It is not known how much agricultural practices contribute to the high TP concentrations in the local runoff or how much TP is supplied by the natural prairie soils.

ACKNOWLEDGMENTS

The author is indebted to several government agencies for the data on which this work is based. The nutrient concentration measurements from 1980 to 1983 were provided by the Water Quality Branch, Environment Canada. Earlier data were taken from the Cross report, which was edited from original data supplied by the Water Quality Branch and Saskatchewan Environment. The water discharge and lake level data were provided by the Water Resources Branch, Environment Canada. The lake capacity charts were supplied by the Prairie Farm Rehabilitation Administration.

Useful comments on the draft report were supplied by D.A. Davis, R.A. Halliday, D.J. Gregor, D.W. Schindler, and M. Waiser.

REFERENCES

Christiansen, E.A., D.F. Acton, R.J. Long, W.A. Menaley, and E.K. Sauer. 1977. Fort Qu'Appelle Geolog. Interpretive Report No. 2. The Canada-Saskatchewan Qu'Appelle Valley Management Board, Fort Qu'Appelle, Saskatchewan. 82 pp.

Cross, P.M. 1978. The application of nutrient loading-productivity models to the Qu'Appelle Valley lakes of Saskatchewan. NWRI Report WNR-PR-78-1. National Water Research Institute, Winnipeg. 138 pp.

Cullimore, D.R., and K.E. Johnson. 1971. Report on the qualitative study of the Qu'Appelle Lakes. Qu'Appelle Basin Study Report. 231 pp.

Hammer, U.T. 1971. Limnological studies of the lakes and streams of the upper Qu'Appelle River system, Saskatchewan, Canada. Hydrobiologia, 37: 473–507.

Hammer, U.T. 1973. Eutrophication and its alleviation in the upper Qu'Appelle River system, Saskatchewan. Proc. Sym. on the Lakes of Western Canada, Univ. Alberta, Edmonton, pp. 352–368.

Kenney, B.C. 1982. Beware of spurious self-correlations! Water Resour. Res., 18: 1041–1048.

Kenney, B.C. 1985. Sediment resuspension and currents in Lake Manitoba. J. Great Lakes Res., 11: 85-96.

Kenney, B.C. 1990a. On the dynamics of phosphorus in lake systems. NHRI Pap. No. 45, Sci. Ser. No. 182, National Hydrology Research Institute, Inland Waters Directorate, Saskatoon, Saskatchewan. In press.

Kenney, B.C. 1990b. Lake dynamics and the effects of flooding on total phosphorus. Can. J. Fish. Aquat. Sci. In press.

Munro, D.J. 1986. Qu'Appelle Fishing Lakes nutrient loading study, 1980 to 1983. Final Report, WQB-WNR-86-02. Water Quality Branch, Western and Northern Region, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Regina, Saskatchewan. 39 pp.

Qu'Appelle Basin Study Board. 1972. Report of the Qu'Appelle Basin Study Board. Regina, Saskatchewan. 65 pp.

Rey, T.W. 1970. Identification of major aquifers in the Qu'Appelle River Basin. Qu'Appelle Basin Study Report. 19 pp.

Sawyer, C.N. 1947. Fertilization of lakes by agricultural and urban drainage. J. N. Engl. Water Works Assoc., 61: 109-127.

Stainton, M.P., M.J. Capel, and F.A.J. Armstrong. 1974. The chemical analysis of fresh water. Fisheries and Marine Service Misc. Special Publication No. 26. Environment Canada, Ottawa. 119 pp.

Tones, P. 1981. The effect of the Regina tertiary treatment plant on water quality in Wascana Creek. Report prepared for Saskatchewan Environment. Regina, Saskatchewan. 253 pp.

Vollenweider, R.A. 1975. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. Schweiz. Z. Hydrol., 37: 53–84.

Water Quality Branch. 1982a. Qu'Appelle Fishing Lakes nutrient loading study, 1980. Interim Report No. 1, WQB-WNR-82-02. Western and Northern Region, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Regina, Saskatchewan. 41 pp.

Water Quality Branch. 1982b. Qu'Appelle Fishing Lakes nutrient loading study, 1981. Interim Report No. 2, WQB-WNR-82-01. Western and Northern Region, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Regina, Saskatchewan. 18 pp.

Environnement Canada Environment Canada

Institut national de recherche en hydrologie

RAPPORT N° 44 DE L'INRH
ÉTUDE N° 176, SÉRIE SCIENTIFIQUE DE LA DGEI

Dynamique du phosphore dans une chaîne de lacs: les lacs Fishing

Bernard C. Kenney

INRH

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE EN HYDROLOGIE
CENTRE NATIONAL DE RECHERCHE EN HYDROLOGIE
SASKATOON (SASKATCHEWAN) 1990
(Available in English on request)

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1990
N° de cat. En 36-502/176F
ISBN 0-662-95977-8

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	v
PERSPECTIVES ADMINISTRATIVES	vi
INTRODUCTION	1
LES QUATRE LACS FISHING DE LA VALLÉE DE LA QU'APPELLE	2
DYNAMIQUE DU PHOSPHORE DANS LES LACS	3
Dynamique du phosphore dans une chaîne de lacs	3
Modèle à triple échelle de temps pour les lacs Fishing	4
Charge de phosphore	6
BILAN HYDROLOGIQUE DES LACS FISHING	6
MESURES DU PHOSPHORE TOTAL DANS LES LACS FISHING	10
SIMULATION DE LA CONCENTRATION DE PHOSPHORE DANS LE FLUX SORTANT DES LACS FISHING	13
Modèle à un seul lac	13
Modèle de chaîne de lacs	13
DISCUSSION	17
Usine de traitement des eaux usées de Regina	17
Répercussions de l'inondation de 1974	17
Précision de la simulation	17
Sédimentation du phosphore	18
RÉSUMÉ ET CONCLUSION	18
REMERCIEMENTS	19
RÉFÉRENCES	19

Illustrations

Figure 1.	Bassin hydrographique de la rivière Qu'Appelle avec l'emplacement des lacs Pasqua, Echo, Mission et Katepwa, aussi appelés lacs Fishing	2
Figure 2.	Courbe de la réponse d'une chaîne de quatre lacs avec sédimentation comparée à celle d'un seul lac de volume total équivalent	5

Illustrations (suite)

Page

Figure 3. Courbe de la réponse d'une chaîne de quatre lacs sans sédimentation comparée à celle d'un seul lac de volume total équivalent 5
Figure 4. Flux entrant et flux sortant dans la chaîne de lacs Fishing de 1980 à 1983 . . . 7
Figure 5. Différence entre les flux entrants et sortants dans les lacs Fishing de 1980 à 1983 7
Figure 6. Variation des volumes respectifs des quatre lacs Fishing de 1980 à 1983 8
Figure 7. Variation du volume total des lacs Fishing de 1980 à 1983 8
Figure 8. Variation du flux inconnu de 1980 à 1983 11
Figure 9. Variation du flux inconnu après pondération à l'aide d'un filtre numérique de quatre jours 11
Figure 10. Concentration du phosphore total dans le volume entrant dans les lacs Fishing de 1970 à 1983 12
Figure 11. Concentrations du phosphore total dans les flux entrants et sortants des lacs Fishing de 1980 à 1983. 12
Figure 12. Échelle du temps d'arrivée d'eau dans le lac Pasqua de 1980 à 1983 14
Figure 13. Échelle du temps de sortie d'eau du lac Katepwa de 1980 à 1983 14
Figure 14. Échelle du temps d'arrivée d'eau dans le lac Pasqua de 1970 à 1979 15
Figure 15. Échelle du temps de sortie d'eau du lac Katepwa de 1970 à 1979 15
Figure 16. Concentration de phosphore total dans le flux sortant du lac Katepwa comparée à la concentration simulée de PT à partir du modèle pour un seul lac 16
Figure 17. Concentration de phosphore total dans le flux sortant du lac Katepwa comparée à la concentration simulée de PT à partir du modèle pour quatre lacs 16

Résumé

Les concentrations de phosphore dans les eaux lacustres fluctuent en fonction des apports de phosphore dans le volume entrant. La théorie de la dynamique du phosphore dans les eaux lacustres a été étendue de façon à décrire les concentrations de phosphore dans le volume sortant d'une chaîne de quatre lacs de grande superficie situés dans les Prairies. On doit tenir compte du taux élevé d'évaporation dans les Prairies, des précipitations et des niveaux variables des lacs. En utilisant les données sur le volume entrant obtenues à des intervalles de trois jours entre 1980 et 1983, ainsi que toutes les autres données disponibles obtenues au hasard depuis 1970, on a fait une simulation numérique de la concentration de phosphore dans le volume sortant des lacs Fishing et on a comparé les valeurs ainsi obtenues avec les valeurs mesurées.

Les eaux des lacs Fishing sont saturées de phosphore. Il n'y a pas de sédimentation nette de phosphore dans les lacs, bien qu'il y ait diminution du PT particulaire et augmentation du PT dissous dans le volume sortant. La réponse dynamique des lacs Fishing est en grande partie déterminée par le temps de renouvellement des eaux qui, en général, était plus long que la période pour laquelle des données étaient disponibles. Au cours des crues printanières de 1974, 1975, 1976 et 1982, le temps de renouvellement était suffisamment court pour que le PT dans les eaux lacustres subisse un changement pendant la période pour laquelle des données étaient disponibles, mais seule la crue de 1974 était accompagnée d'une diminution des apports de PT. Selon la simulation, la concentration de phosphore dans les eaux lacustres a, au cours de la période de crue, chuté de plus de 100 mg/m^3 pour atteindre une valeur d'environ 350 mg/m^3 ; cette concentration est restée à peu près la même depuis 1974. La valeur mesurée de la concentration de phosphore dans les eaux lacustres (P_L) présente de plus grandes fluctuations aléatoires, mais elle accuse également une diminution notable au cours de la période de crue de 1974. D'autre part, il n'y avait aucune réponse décelable des lacs Fishing au traitement tertiaire des eaux usées de Regina.

Abstract

Lake phosphorus concentrations fluctuate as a forced response to changes in inflow phosphorus. The theory of lake phosphorus dynamics has been extended to describe phosphorus concentrations in the outflow from a chain of four large prairie lakes. The simulation of phosphorus concentrations in the Fishing Lakes must take into account high prairie evaporation, precipitation, and varying lake levels. Using inflow data collected at 3-day intervals from 1980 to 1983, together with all other available data collected at random times from 1970, the phosphorus concentration in the outflow from the Fishing Lakes was numerically simulated and compared with measured values.

The Fishing Lakes are saturated with phosphorus. No net sedimentation of phosphorus occurs in the lakes although there is a reduction of particulate TP and an increase in dissolved TP in the outflow. The dynamic response of the Fishing Lakes is determined largely by the outflow time scale, which was generally longer than the length of the data record. During the spring floods of 1974, 1975, 1976, and 1982, the outflow time scale was sufficiently small to allow a change in the lake TP during the period of the record, but only the 1974 flood was accompanied by a reduction in the inflow TP. The simulated lake phosphorus dropped over 100 mg/m^3 to about 350 mg/m^3 during the flood and has remained at about that level since 1974. The measured P_L is noisier, but it also shows that a marked decrease accompanied the 1974 flood. On the other hand, there has been no detectable response in the Fishing Lakes to the tertiary treatment of Regina sewage.

Perspectives administratives

Les lacs Fishing en Saskatchewan, les principaux lacs de villégiature pour les résidents de Regina, sont infestés tout l'été par d'impressionnantes proliférations d'algues. Celles-ci tirent leur subsistance de fortes concentrations d'éléments nutritifs, particulièrement du phosphore. La dynamique du phosphore dans les lacs dépend habituellement du temps de renouvellement des eaux et de la sédimentation. Dans le présent rapport, la théorie de la dynamique du phosphore a été étendue à une chaîne de lacs, les lacs Fishing. Si l'on en croit les résultats du modèle obtenus à partir de toutes les données disponibles depuis 1970, les lacs Fishing sont saturés de phosphore et il ne s'y produit pas de sédimentation nette. Il n'y avait aucune réponse décelable des lacs Fishing au traitement tertiaire des eaux usées de Regina. Pour définir plus clairement la dynamique du phosphore dans les lacs Fishing, il faudrait une meilleure base de données (p. ex., des données mensuelles précises sur une période de trois à cinq fois plus longue que le temps de renouvellement des eaux).

Dynamique du phosphore dans une chaîne de lacs: les lacs Fishing

Bernard C. Kenney

INTRODUCTION

C'est en 1970 qu'une entente fédérale-provinciale a été conclue afin de produire «un plan-cadre global de mise en valeur et d'aménagement des ressources hydriques, destiné à l'amélioration sociale et à la croissance économique dans le bassin de la rivière Qu'Appelle». En vertu de cette entente, des études furent entreprises afin d'identifier et d'analyser une vaste gamme de problèmes réels et potentiels en matière d'utilisation et de qualité des eaux, et afin d'évaluer les différentes solutions d'aménagement envisageables. Il en ressortit 64 recommandations (Qu'Appelle Basin Study Board, 1972) tenant compte des aspects de la qualité de l'eau, de l'approvisionnement en eau, de l'utilisation de la surface des eaux et des terres, et des risques d'inondation dans le bassin de la Qu'Appelle. Les recommandations portant sur la qualité de l'eau soulignaient qu'il était essentiel de réduire l'apport en éléments nutritifs produits par les eaux usées urbaines, les eaux usées des cottages, ainsi que par les méthodes de culture et d'élevage, afin d'améliorer la qualité de l'eau et de juguler la prolifération des algues. On recommandait également de pousser les recherches sur l'influence des sédiments lacustres sur les éléments nutritifs.

La Qu'Appelle Implementation Board a été mise sur pied pour mener à bien la réalisation des recommandations approfondies de l'étude. Dans le but de réduire l'apport en éléments nutritifs par les eaux usées urbaines, on a construit à Regina une usine de traitement tertiaire, qui fut mise en service en juin 1976. On retrouvera dans Tones (1981) une étude de l'efficacité de l'usine de traitement tertiaire sur la qualité de l'eau dans le ruisseau Wascana.

L'évaluation des incidences de l'usine de traitement tertiaire sur les lacs Fishing est entravée par le manque de données sur l'historique des éléments nutritifs dans le bassin de la Qu'Appelle avant le début du traitement des eaux. Les données disponibles proviennent de quelques rares projets de surveillance des rivières et de différents programmes particuliers réalisés au cours des années, mais les changements de sites d'échantillonnages, de fréquence des prélèvements et des techniques d'analyse en réduisent l'efficacité aux fins d'identification des tendances. À la suite d'un examen approfondi de la base de données disponible sur les éléments nutritifs à l'époque, Cross (1978) en a conclu que les prélèvements effectués étaient trop rares dans les rivières pour que l'on puisse procéder à une étude sérieuse de l'économie des éléments nutritifs, et qu'il y avait peu de données fiables sur les lacs Fishing eux-mêmes.

Afin d'accroître la surveillance en cours, la Direction de la qualité des eaux (DQE) a mis sur pied un programme intensif de prélèvements (3 jours) en avril 1980, destiné à évaluer l'efficacité de l'usine de traitement dans la réduction de l'apport de phosphore dans les lacs Fishing. Un autre objectif du programme de prélèvement consistait à estimer les tendances récentes en matière de qualité, de charge et de concentration des éléments nutritifs dans la rivière Qu'Appelle, en amont et en aval des lacs Fishing (Direction de la qualité des eaux, 1982a, 1982b). Le programme de prélèvement de la DQE devait à l'origine durer cinq ans, mais sa mise en activité fut retardée jusqu'en avril 1980, et le programme prit fin prématurément au printemps de 1983 à l'expiration du mandat de l'entente d'application de la Qu'Appelle (Qu'Appelle Implementation Agreement).

Le présent rapport examine les aspects de la dynamique du phosphore dans les lacs Fishing à l'aide des données de la DQE (trois jours) et de toutes les données antérieures disponibles. Il est important de comprendre à fond la dynamique du phosphore dans les réseaux lacustres des Prairies en prévision de l'évaluation des possibilités d'aménagement des lacs ainsi que des perturbations techniques à grande échelle.

La base théorique de la présente étude a été mise au point à la suite d'une évaluation de la notion de charge en substances nutritives et des diagrammes de charge en substances nutritives utilisés pour prévoir l'évolution de l'eutrophisation d'un lac (Kenney, 1982, 1990a). L'étude de Kenney (1990a) se penchait aussi sur la dynamique du phosphore dans les lacs et elle démontrait que la réponse dynamique d'un lac aux changements du taux de phosphore dans le volume entrant, dépend uniquement de quelques échelles de temps propres à ce lac. On a mis au point un modèle fondé sur deux échelles de temps : l'échelle du

temps de renouvellement des eaux ou du temps de sortie et l'échelle du temps de sédimentation. Ce modèle à double échelle de temps a été appliqué avec succès à la dépollution du lac Washington à la suite d'un détournement des eaux usées (Kenney, 1990b). La théorie est ici étendue afin de simuler la dynamique du phosphore dans une chaîne de lacs. Étant donné les grandes différences entre le flux entrant et le flux sortant dans les lacs Fishing, et les variations de niveau qui s'ensuivent, la théorie s'enrichit d'une troisième échelle de temps par l'addition de l'échelle du temps d'arrivée d'eau. On a ensuite simulé la variation dynamique du phosphore dans les lacs Fishing de 1980 à 1983 à l'aide des mesures des concentrations de phosphore entrant effectuées à tous les trois jours par la DQE, et des données quotidiennes sur les débits d'eau. On a aussi procédé à une deuxième simulation à partir des données éparses recueillies sur l'arrivée de phosphore de 1970 à 1979. Les résultats obtenus ont été comparés directement aux mesures des concentrations du flux sortant.

LES QUATRE LACS FISHING DE LA VALLÉE DE LA QU'APPELLE

Les lacs Pasqua, Echo, Mission et Katepwa forment une chaîne dans la vallée glaciaire de la Qu'Appelle, dans le sud de la Saskatchewan, à environ 125 m sous le niveau de la plaine environnante (figure 1). La rivière Qu'Appelle draine, en amont des lacs, 36 000 km^2 de terres dont la majeure partie sert à des fins agricoles, notamment pour la culture proprement dite et pour l'élevage. Les eaux usées des villes de Regina et de Moose Jaw ainsi que d'autres agglomérations de moindre importance se retrouvent aussi dans ce bassin hydrographique. En 1972, on estimait que 56 % de l'apport total en phosphore (PT) dans le bassin de la Qu'Appelle provenait de Regina, tandis que 13 % provenait de Moose Jaw (Qu'Appelle Basin Study Board, 1972). Cullimore et Johnson (1971) ont calculé que 44 % de l'apport total en phosphore dans le lac Pasqua provenait de Regina.

Figure 1. Bassin hydrographique de la rivière Qu'Appelle avec l'emplacement des lacs Pasqua, Echo, Mission et Katepwa, aussi appelés lacs Fishing.

L'ensemble des quatre lacs est en état d'eutrophisation avancée et produit d'immenses amas d'algues bleues. Hammer (1971, 1973) donne des détails de fond sur le comportement physique et chimique des lacs ainsi que les résultats des travaux antérieurs sur l'eutrophisation des lacs Fishing. On retrouvera par ailleurs dans Christiansen et coll. (1977) une description complète de la géologie de la vallée et une théorie sur l'origine des lacs Fishing.

DYNAMIQUE DU PHOSPHORE DANS LES LACS

Un modèle temporel de la dynamique du phosphore dans les lacs a été élaboré par Kenney (1990a, 1990b) pour les lacs n'ayant qu'un seul flux entrant et un seul flux sortant. On supposait que le flux entrant et le flux sortant étaient équivalents de manière à ce que la réponse dynamique du lac soit totalement caractérisée par l'échelle du temps de renouvellement des eaux. Le modèle avait une source de phosphore, la concentration dans le flux entrant, et un point d'écoulement, l'évacuation du phosphore dans le flux sortant. Il a été démontré que la concentration du phosphore dans un lac à l'état stable était égale à la concentration dans le flux entrant et que le temps qu'il fallait pour atteindre un état stable équivalait à cinq fois le temps de renouvellement des eaux.

On a alors considéré un autre modèle dans lequel il y avait un deuxième mode d'évacuation du phosphore, la sédimentation. L'analyse prenait son point de départ dans l'équation qui décrit le taux de changement du phosphore dans un lac :

$$\frac{dP_L}{dt} = \underbrace{\frac{P_i Q}{Az}}_{\text{(source)}} - \underbrace{\frac{P_L Q}{Az}}_{\text{(évacuation)}} - \underbrace{\sigma P_L}_{\text{(évacuation)}} \qquad (1)$$

où P_L est la concentration de phosphore dans un lac,
P_i est la concentration dans le flux entrant,
Q est le débit d'eau du lac,
A est la surface du lac,
z est la profondeur moyenne, et
σ est la constante de sédimentation.

Dans ce cas, le lac était entièrement décrit par deux échelles de temps, le temps de renouvellement des eaux d'une part, et le temps de sédimentation d'autre part. Il a été démontré que la concentration de phosphore lacustre à l'état stable était toujours inférieure à la concentration du flux entrant pour les lacs où il y a sédimentation. On a laissé les deux échelles de temps être influencées par le temps, et la concentration de phosphore lacustre a été simulée comme étant soumise au refoulement produit par la variation des concentrations du flux entrant. On a réussi à simuler la concentration dans le lac Washington à l'aide d'un historique des concentrations mesurées dans les flux entrant et sortant.

Dynamique du phosphore dans une chaîne de lacs

Les lacs Fishing se distinguent du lac Washington par plusieurs aspects qui influencent l'application des modèles dynamiques. La différence physique la plus évidente est le fait qu'il s'agisse de quatre lacs distincts dans une large vallée fluviale. Le comportement dynamique d'une chaîne de lacs tire alors son origine de la comparaison faite avec un grand lac ayant le même volume total.

L'équation (1) peut s'appliquer indépendamment à plusieurs lacs dans une chaîne alors que le volume sortant d'un lac représente le volume entrant dans le prochain lac de la chaîne. Si P_{iP} est la concentration du flux entrant dans le lac Pasqua, et P_{LP} la concentration dans le lac Pasqua, alors P_{LP} est également la concentration du flux sortant du lac Pasqua (étant donné que le modèle suppose que chaque lac est bien homogène) ainsi que la concentration du flux entrant dans le lac Echo. Il en est de même de P_{LE} qui représente à la fois la concentration dans le lac Echo et celle du flux entrant dans le lac Mission; de P_{LM} qui représente à la fois la concentration du lac Mission et celle du flux entrant dans le lac Katepwa; et de P_{LK} qui représente à la fois la concentration du lac Katepwa et celle du flux sortant de la chaîne.

Le flux sortant de la chaîne de lacs peut être trouvé par la résolution simultanée de quatre équations de même type que l'équation (1). En supposant que le débit des lacs est Q et que le volume de chacun des lacs est V_P, V_E, V_M et V_K, alors

$$\frac{dP_{LP}}{dt} = \frac{P_i Q}{V_P} - \frac{P_{LP} Q}{V_P} - \sigma_P P_{LP} \qquad (2)$$

$$\frac{dP_{LE}}{dt} = \frac{P_{PL} Q}{V_E} - \frac{P_{LE} Q}{V_E} - \sigma_E P_{LE} \qquad (3)$$

$$\frac{dP_{LM}}{dt} = \frac{P_{LE} Q}{V_M} - \frac{P_{LQ} Q}{V_M} - \sigma_M P_{LM} \qquad (4)$$

$$\frac{dP_{LK}}{dt} = \frac{P_{LM} Q}{V_K} - \frac{P_{LK} Q}{V_K} - \sigma_K P_{LK} \qquad (5)$$

représentent le taux de changement de la concentration dans les lacs Fishing. Si l'on connaît les variations de P_i, Q ainsi que les V et les σ, on peut trouver la variation temporelle des concentrations dans les lacs.

En cas d'augmentation soudaine de la concentration du flux entrant, chacune de ces équations a une solution de la forme

$$\frac{P_L}{P_i} = \frac{1 - \exp(-t/\tau)\exp(-\sigma t)}{1 + \sigma\tau} \qquad (6)$$

Donc, le flux sortant du nième lac dans une chaîne de n lacs peut s'exprimer par le produit de n termes,

$$\frac{P_{Ln}}{P_i} = \prod_{1}^{n} \frac{1 - \exp(-t/\tau_n)\exp(-\sigma_n t)}{1 + \sigma_n \tau_n} \cdots \qquad (7)$$

La figure 2 montre la concentration simulée du flux sortant du lac Katepwa à la suite d'une augmentation soudaine de la concentration du flux entrant dans le lac Pasqua, obtenue à partir d'un Q caractéristique d'une année à débit élevé et d'une échelle de temps de sédimentation de un an. On y voit aussi la réponse d'un grand lac ayant à lui seul le même volume total que les quatre lacs Fishing. Dans une chaîne de lacs, la réponse initiale est retardée. Cependant, une fois que le flux sortant de la chaîne commence à répondre, il le fait tellement plus rapidement que la concentration à l'état stable du flux sortant est atteinte plus tôt, malgré le retard initial. La concentration à l'état stable est plus faible en aval d'une chaîne de lacs comparativement à un lac de même volume total, en autant qu'il y ait pertes par sédimentation.

La figure 3 donne un exemple de quatre lacs semblables aux lacs Fishing au cours d'une année à débit élevé, mais sans pertes par sédimentation. Là encore, la réponse initiale est retardée dans le flux sortant d'une chaîne de lacs comparativement à celle d'un seul lac ayant le même volume total. Par contre, lorsque la chaîne de lacs commence à réagir, elle le fait plus rapidement. Sans sédimentation, le flux sortant à l'état stable des deux systèmes lacustres est simplement égal à la concentration du flux entrant.

Il a donc été démontré qu'une chaîne de lacs et un grand lac de volume total équivalent diffèrent tant en ce qui a trait à la réponse dynamique qu'au tracé à l'échelle des concentrations de phosphore. Quantitativement, les différences reposent sur les valeurs obtenues pour les échelles du temps de renouvellement des eaux et du temps de sédimentation pour chaque système de lacs.

L'analyse de la chaîne de lacs peut aussi servir à une évaluation quantitative de la supposition d'homogénéité pour un grand lac. En divisant un grand lac en plusieurs petits bassins relativement homogènes, on peut [illegible]ter ces bassins comme s'il s'aggissait d'une chaîne de petits lacs. Un mélange incomplet dans un grand lac devrait donc entraîner une réaction retardée au niveau du flux sortant, mais une réponse globale plus rapide que celle d'un lac homogène géométriquement semblable. Dans un grand lac avec puits de sédimentation, un mélange hétérogène entraînerait aussi de plus faibles concentrations à l'état stable qu'un mélange homogène, pour le même volume d'eau.

Modèle à triple échelle de temps pour les lacs Fishing

L'application des principes de la dynamique du phosphore aux lacs Fishing exige un approfondissement analytique des modèles précédents afin de tenir compte des différences de bilan hydrologique. Dans les lacs Fishing, l'évaporation semble provoquer une perte substantielle en eau. Bien que l'évaporation puisse influencer grandement le bilan hydrologique, elle n'a guère d'effet sur le bilan du phosphore. L'arrivée du phosphore dans un lac est proportionnelle au volume entrant d'eau, tandis que l'évacuation en est proportionnelle au volume d'eau sortant du lac. Le modèle d'équation qui décrit les concentrations de phosphore dans un lac devient,

$$\frac{dP_L}{dt} = \underset{\text{(arrivée)}}{\frac{P_i Q_i}{Az}} - \underset{\text{(évacuation)}}{\frac{P_L Q_o}{Az}} - \underset{\text{(évacuation)}}{\sigma P_L} \qquad (8)$$

où Q_i représente le flux entrant dans le lac, et
Q_o représente le flux sortant du lac,

les autres variables demeurant les mêmes.

Ce modèle tient compte de trois échelles de temps; le temps d'arrivée $\tau_i = Q_i/Az$, le temps de sortie $\tau_o = Q_o/Az$, et le temps de sédimentation $\tau_s = 1/\sigma$ comme auparavant. L'équation (8) peut être résolue par séparation des variables. La solution, si comme condition préalable $P_L = 0$ lorsque $t = 0$, est

$$\frac{P_L}{P_i} = \frac{1}{\frac{\tau_i}{\tau_o} + \frac{\tau_i}{\tau_s}} [1 - \exp(-t/\tau_o)\exp(-t/\tau_s)] \qquad (9)$$

Il en ressort clairement que l'équation (9) revient au modèle à double échelle de temps de Kenney (1990a) lorsque $\tau_i = \tau_o$.

Soulignons que l'échelle du temps d'arrivée de l'eau n'influence pas directement la réponse dynamique du lac, mais seulement le tracé à l'échelle. Par exemple, si l'on considère un lac sans sédimentation et où la moitié du flux entrant se perd par évaporation en surface, alors $\tau_i = \tau_o/2$ et la valeur à l'état stable de $P_L = 2P_i$ dans l'équation (9).

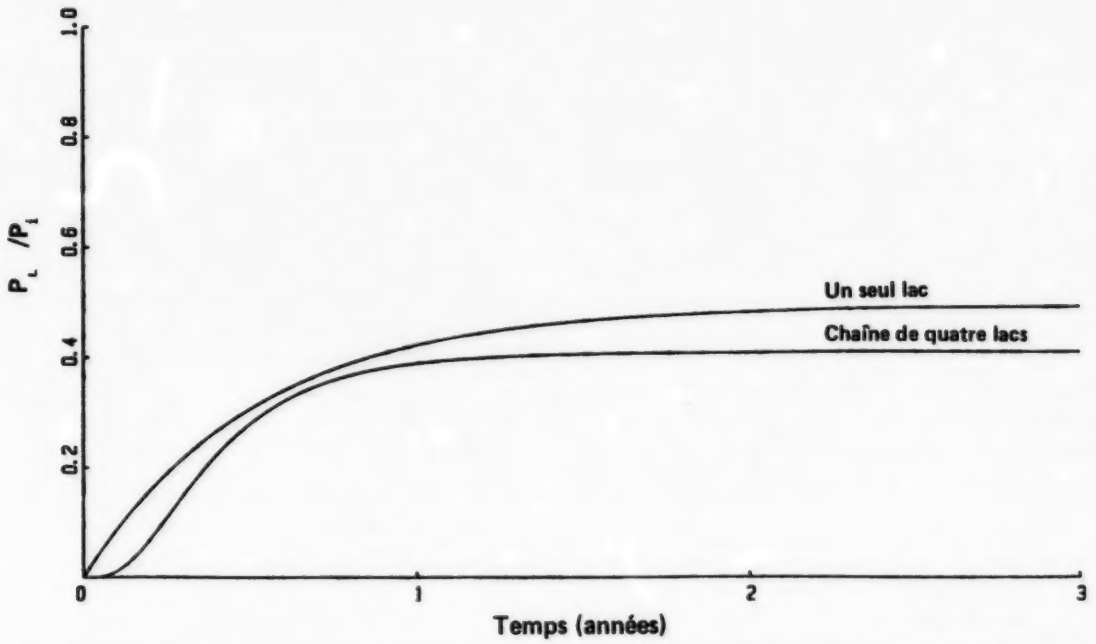

Figure 2. Courbe de la réponse d'une chaîne de quatre lacs avec sédimentation comparée à celle d'un seul lac de volume total équivalent.

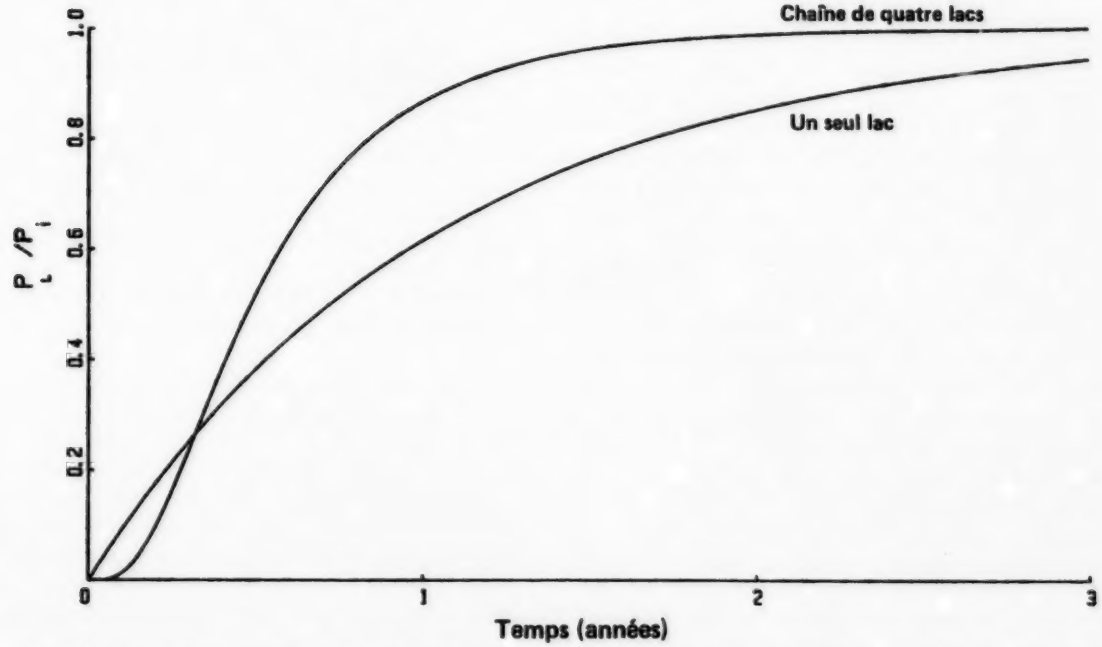

Figure 3. Courbe de la réponse d'une chaîne de quatre lacs sans sédimentation comparée à celle d'un seul lac de volume total équivalent.

Étant donné qu'il n'y a pas de perte de PT avec l'évaporation de l'eau, cette évaporation concentre le phosphore qui arrive dans le lac par le flux entrant. Contrairement aux modèles à simple et à double échelle de temps présentés par Kenney (1990a), P_L/P_i peut être supérieur à 1 à l'état stable. Par contre, si l'on dilue de l'eau sans phosphore dans un deuxième lac ayant le même τ_o, de manière à ce que $\tau_i = 2\ \tau_o$, alors $P_L = P_i/2$ à l'état stable sans sédimentation, tel que prévu. Le temps qu'il faut pour en arriver à l'état stable, cependant, est le même pour les deux lacs, bien que le temps d'arrivée d'eau soit dans un cas quatre fois supérieur à l'autre.

Le rapport τ_o/τ_i peut être considéré comme un facteur de concentration lacustre. Si ce facteur est supérieur à 1, la concentration lacustre sera supérieure à la concentration de l'apport obtenue par ce rapport. De la même façon, si le rapport est inférieur à 1, la concentration de l'apport sera diluée par ce rapport.

Les effets du facteur de concentration lacustre sont analogues pour les lacs avec sédimentation. P_L/P_i peut également être supérieur à 1, mais seulement si les effets du facteur de concentration sont supérieurs aux pertes causées par la sédimentation.

Charge de phosphore

Avant d'appliquer les résultats de cette analyse aux lacs Fishing, quelques remarques sur la notion de charge de phosphore s'imposent. Celle-ci se définit couramment comme étant le produit de la concentration de phosphore et de l'écoulement. Bien qu'il soit relativement facile de formuler la dynamique du phosphore dans un lac en termes de charge entrante de phosphore dans le lac, L_i, et de charge sortante, L_o, (en substituant L_i à P_iQ_i et L_o à P_LQ_o dans l'équation [8]), il est impossible de résoudre l'équation qui en découle si seules les charges sont connues, à cause de la perte d'information occasionnée par le calcul de la charge (en tant que produit de la concentration et de l'écoulement). En outre, le présent rapport a clairement démontré que la concentration du phosphore dans un lac a une échelle commune avec la concentration dans le flux entrant (et non avec la charge entrante). Étant donné qu'il faut connaître la concentration et l'écoulement pour calculer la charge, l'utilisation de cette notion n'offre pas grand chose pour ce qui est des milieux dynamiques. Par contre, il peut se glisser d'importantes erreurs si l'on se contente de comparer la charge entrante et la charge sortante, parce qu'une telle méthode se fonde sur la supposition que le lac est dans un état stable. Kenney (1990a) a donné une évaluation détaillée de la notion de charge de phosphore.

BILAN HYDROLOGIQUE DES LACS FISHING

Le bilan hydrologique des lacs Fishing a été estimé par Cross (1978) et par d'autres, sur la base de données moyennes annuelles. Pour en arriver à un modèle de la dynamique des éléments nutritifs de chacun des quatre lacs Fishing, il est essentiel d'avoir des données sur le volume entrant et sortant pour chaque lac. Comme les Relevés hydrologiques du Canada ne mesurent le débit qu'en amont et en aval des quatre lacs, le bilan hydrologique du système de lacs a été étudié à partir des données moyennes quotidiennes afin de déterminer la faisabilité de calculer les flux entrant et sortant pour chacun des lacs.

La figure 4 fait état de l'écoulement de la rivière Qu'Appelle vers les lacs Fishing, ainsi que du volume sortant dans la rivière au-delà du lac Katepwa pour les 72 heures du programme de prélèvement de la DQE. En 1980 et 1981, le débit était faible tandis qu'en 1982, il était plutôt moyen.

La différence entre le flux entrant et le flux sortant, illustrée à la figure 5, s'est révélée du même ordre que les débits proprement dits. La chute du débit à l'automne de 1980 a été provoquée par la mise en action du mécanisme de régularisation entre les lacs Echo et Mission afin de réduire les risques d'inondation le printemps suivant. La figure 6 montre la réduction du volume des deux lacs supérieurs. En même temps, il y avait une légère augmentation du volume des lacs Mission et Katepwa. Des baisses analogues des lacs supérieurs ont eu lieu à l'automne de 1981 et 1982, bien que la chute du débit ait été beaucoup plus faible qu'en 1980 (figure 6).

Les répercussions de la modification du niveau des lacs sur le volume total des quatre lacs Fishing étaient moins évidentes (figure 7) à cause de la corrélation inverse entre les deux lacs supérieurs et les deux lacs inférieurs.

Dans sa forme la plus simple, le bilan hydrologique des lacs Fishing peut s'exprimer ainsi :

Flux entrant - Flux sortant = Variation du volume du lac = dV

La variation du volume des lacs a été calculée à l'aide des mesures effectuées dans les lacs Echo et Katepwa étant donné que les deux lacs supérieurs et les deux lacs inférieurs sont directement reliés. Les tables de capacité calculées par l'Administration du rétablissement agricole des Prairies ont servi à établir la relation entre le niveau des lacs et les volumes d'eau.

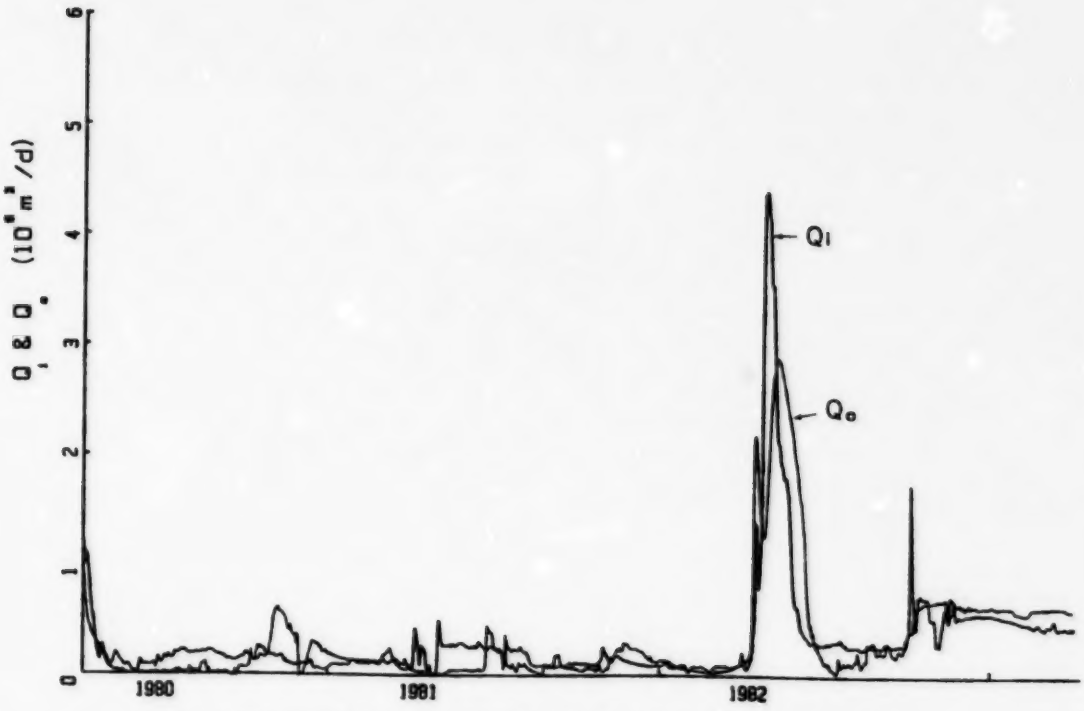

Figure 4. Flux entrant (Q_i) et flux sortant (Q_o) dans la chaine de lacs Fishing de 1980 à 1983.

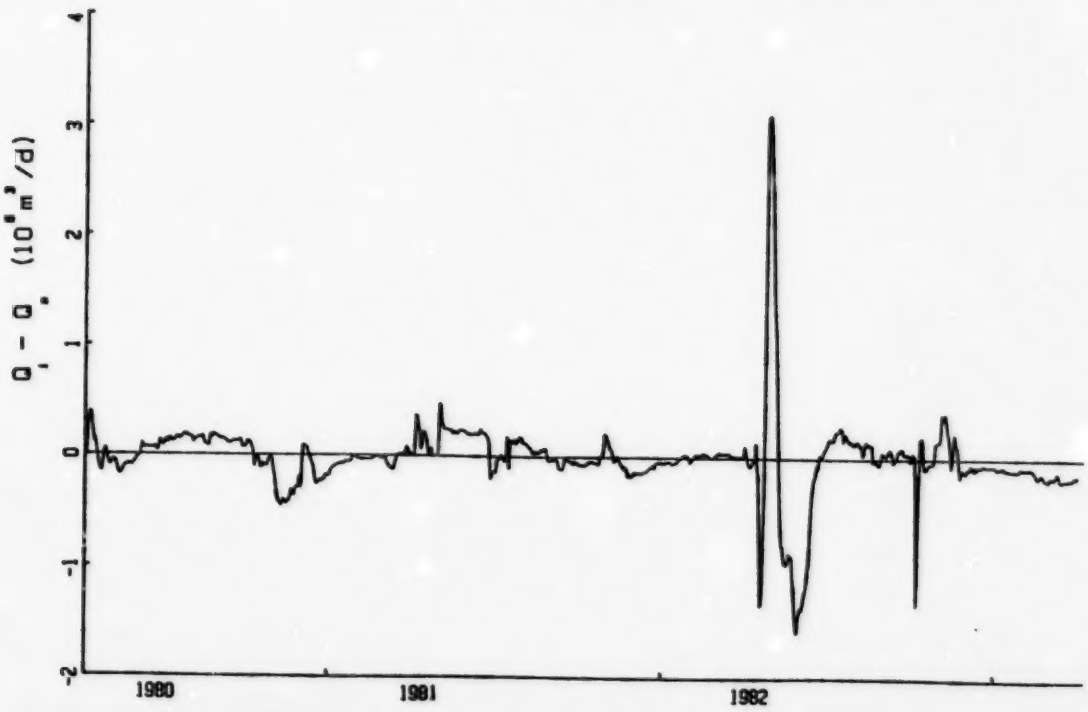

Figure 5. Différence entre les flux entrants et sortants dans les lacs Fishing de 1980 à 1983.

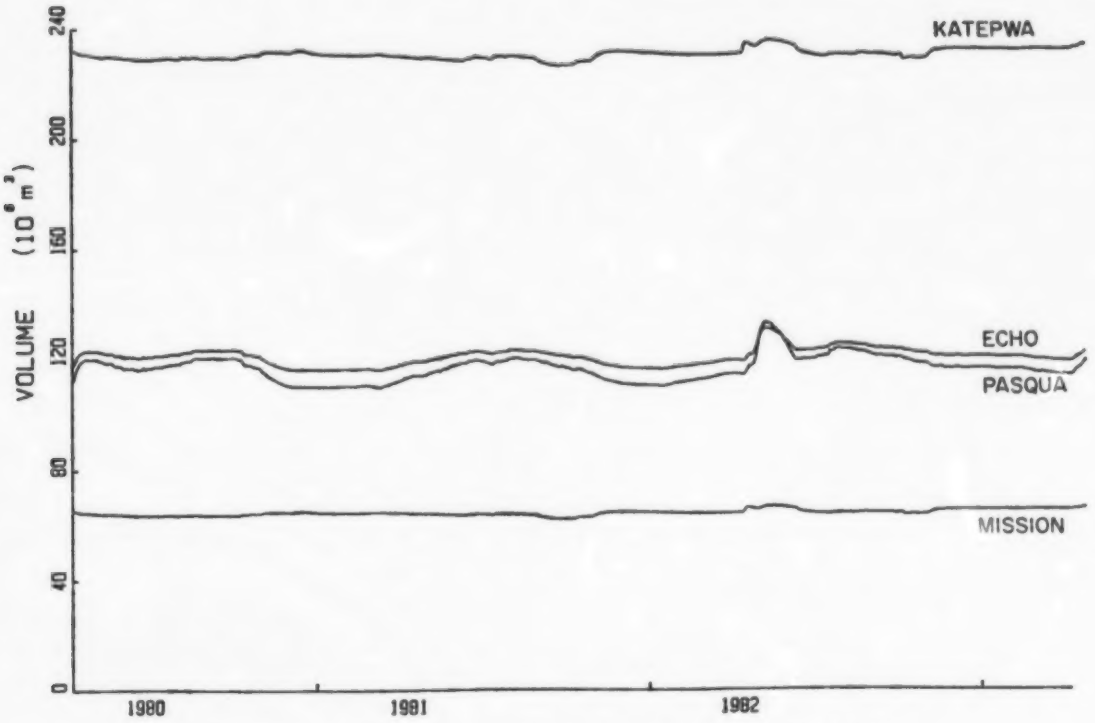

Figure 6. Variation des volumes respectifs des quatre lacs Fishing de 1980 à 1983.

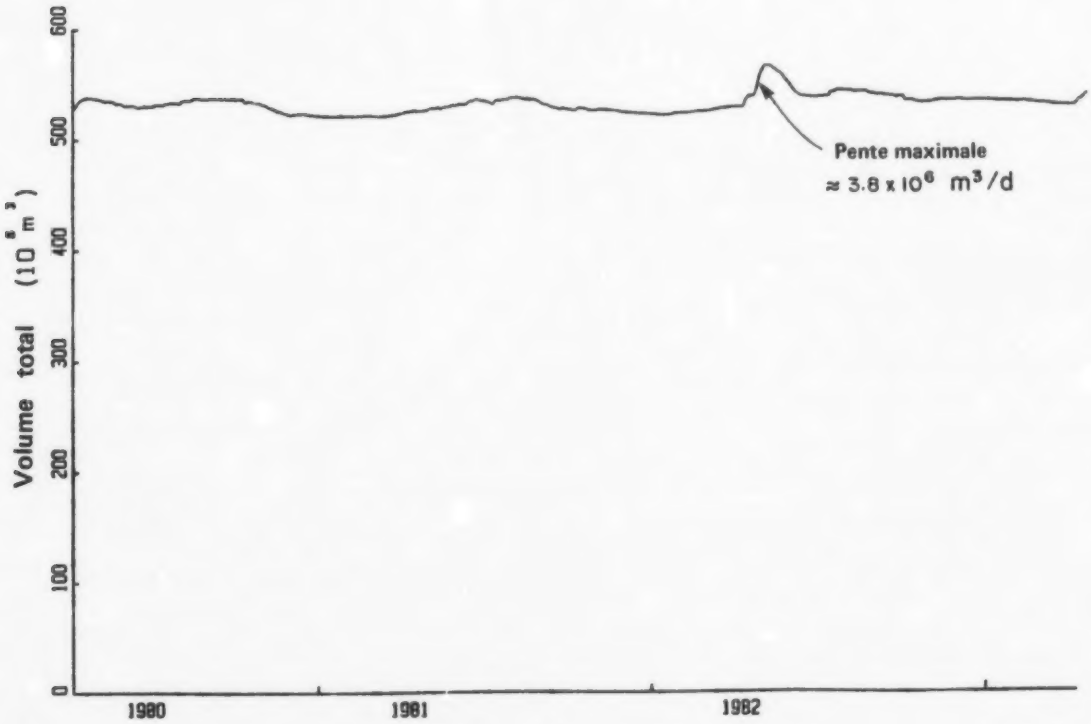

Figure 7. Variation du volume total des lacs Fishing de 1980 à 1983.

La rivière Qu'Appelle forme le seul grand réseau hydrographique qui alimente les lacs Fishing. Il y a environ une douzaine de petits cours d'eau tributaires des lacs, les deux plus importants étant les ruisseaux Jumping Deer et Echo. Le bassin hydrographique en amont des lacs occupe environ 36 600 km^2. Le bassin hydrographique local, y compris les ruisseaux Jumping Deer et Echo, ne couvre que 4000 km^2. Compte tenu des hasards de la répartition des précipitations et d'un ruissellement proportionnel à l'étendue du bassin hydrographique, le flux entrant devrait être dominé par la rivière Qu'Appelle. Les autres flux entrants sont les précipitations à la surface des lacs et les sources souterraines. On peut estimer les précipitations directes sur une base annuelle à partir des données pluviométriques obtenues aux alentours des lacs Fishing (Cross, 1978). Les précipitations étant mesurées à tous les jours, il est possible d'estimer les précipitations quotidiennes à la surface des lacs avec suffisamment de précision.

Il est plus difficile d'évaluer la quantité d'eau qui arrive par voie souterraine. De nombreuses sources émergent des versants de la vallée et contribuent visiblement à l'apport en eau souterraine dans les lacs. Celles-ci sont particulièrement abondantes sur la rive sud du lac Echo.

De plus, on persiste à croire que le fond des lacs Fishing recèle d'importantes sources d'eau souterraine. Cette croyance s'appuie sur la géologie locale qui révèle qu'une grande vallée aquifère, la vallée Hatfield, croise la vallée de la Qu'Appelle à environ 40 ou 50 m sous les lacs Fishing (Christiansen et coll., 1977). Rey (1970) avait déjà étudié les principales nappes aquifères dans la vallée de la Qu'Appelle. On croit que les fosses profondes au fond des lacs Fishing sont attribuables au flux direct des eaux provenant de cette nappe souterraine. Il n'y a cependant aucun puits d'observation dans la région des lacs Fishing qui puisse donner une indication directe des variations saisonnières de l'apport en eau souterraine dans les lacs. Un tracé point par point des fluctuations quotidiennes du niveau hydrostatique observées pendant l'année 1971 à partir d'un puits à 130 km au nord-ouest du lac Katepwa a été présenté par Christiansen et coll. (1977) comme étant caractéristique de la région de la Qu'Appelle. Ces résultats suggèrent que le volume maximum d'eau souterraine entrant dans les lacs serait atteint de avril à août et serait à son point culminant au moment de la fonte des neiges. Le niveau hydrostatique a baissé légèrement pendant le reste de l'année, probablement à cause du flux continu d'eau souterraine vers les lacs au cours de l'hiver alors qu'il n'y a pas de recharge à travers le sol gelé. À partir d'un examen chimique des eaux du lac Mission et des eaux souterraines environnantes, Christiansen et coll. (1977) en ont conclu que la majeure partie des eaux du lac Mission était d'origine souterraine. Par contre, les estimations du bilan hydrologique faites dans ce document laissent croire que l'apport des eaux souterraines ne serait pas le facteur dominant dans le bilan hydrologique, bien qu'il puisse prendre de l'importance pendant les années de faible débit.

La rivière Qu'Appelle est la seule voie de surface à recevoir le flux sortant des lacs. Elle est jaugée à la décharge du lac Katepwa. En plus d'une quantité inconnue d'eau sortant par voie souterraine, la seule autre perte d'eau est attribuable à l'évaporation, qui n'est pas mesurée sur les lacs Fishing. Cross (1978) a utilisé dans son bilan hydrologique des données provenant d'une cuve d'évaporation faisant état d'une moyenne de 650 mm/a sur sept ans. Bien que le Service de l'environnement atmosphérique (SEA) continue à recueillir régulièrement des données à l'aide d'une cuve d'évaporation, on peut douter de la pertinence de ces données en ce qui a trait à l'évaporation à la surface d'un lac à cause des différences fondamentales entre les mouvements et les forces en présence dans un lac et dans une cuve.

Le SEA surveille régulièrement la température du lac Diefenbaker (figure 1) et en calcule l'évaporation à l'aide d'une équation de transfert de masse. D'après cette méthode, l'évaporation annuelle moyenne sur 10 ans est de 760 mm/a pour le lac Diefenbaker. Ces deux estimations sont du même ordre que l'évaporation annuelle approximative des Grands Lacs. Si l'on considère les forts vents et la faible humidité propres aux Prairies pendant la saison chaude, on peut supposer que le taux d'évaporation annuelle des lacs Fishing est de beaucoup supérieur à celui des Grands Lacs. Par contre, les lacs des Prairies ne subissent aucune perte par évaporation pendant environ cinq mois par année, puisqu'ils sont complètement gelés.

Étant donné qu'il est difficile de déterminer avec précision le taux d'évaporation, aucun effort n'a été fait pour le calculer quotidiennement. Au lieu de quoi, on a calculé un terme de flux inconnu à l'aide de l'équation suivante :

$$UQ = dV - Q_i + Q_o$$

Ce terme comprend le ruissellement direct non mesuré, la différence entre les précipitations et l'évaporation à la surface, l'apport net en eau souterraine et toutes les erreurs accumulées dans les mesures du flux entrant, du flux sortant et de la variation du volume du lac.

Étant donné que UQ représente la différence entre trois termes dans l'équation, on s'attendait à ce qu'il subisse de plus grandes fluctuations aléatoires. On s'attendait aussi, à la lumière des bilans hydrologiques annuels antérieurs et de ce qui précède, à ce que UQ ne représente qu'une faible part du volume entrant ou sortant, mais ce n'est pas le cas.

La figure 8 montre non seulement que UQ subit d'importantes fluctuations aléatoires, mais aussi que de nombreuses pointes sont beaucoup plus élevées que le maximum du volume entrant, du volume sortant ou même du flux net de la rivière Qu'Appelle. L'UQ manifeste cependant deux tendances évidentes. Premièrement, la fluctuation aléatoire est beaucoup plus faible en hiver pour chacune des trois années considérées dans la figure 8. Deuxièmement, l'UQ s'intègre à un volume entrant net au cours des mois d'hiver, et à un volume sortant net en été.

La majeure partie des fluctuations aléatoires subies par l'UQ est simplement attribuable à des mesures imprécises et aux erreurs accumulées. Par exemple, la grande pointe négative de l'UQ en avril 1982 laisse supposer que la précision des calculs de l'écoulement s'amoindrit pendant les crues printanières.

Il y a deux autres causes probables des fluctuations aléatoires de l'UQ. Il y a d'abord les oscillations ou les perturbations produites par le vent à la surface du lac qui entraînent de fausses variations dans le calcul du volume du lac. Il y a ensuite un changement de phase provoqué par l'utilisation de moyennes quotidiennes centrées sur midi, tant pour le niveau du lac que pour les données sur l'écoulement. Pour réduire les fluctuations aléatoires, les données sur le niveau du lac ont été pondérées à l'aide d'un filtre numérique de quatre jours. Ce filtre a éliminé la plupart des fluctuations causées par le vent tout en apportant le changement de phase de 12 heures nécessaire pour contrebalancer la méthode utilisée pour établir les moyennes quotidiennes. La figure 9 montre l'UQ calculé à partir des données filtrées sur le niveau du lac. La plupart des grandes pointes de la figure 8 ont été éliminées, mais les différences fondamentales entre l'hiver et la saison des eaux libres sont toujours évidentes. Bien que l'UQ de la figure 9 soit dorénavant du même ordre d'amplitude que le volume entrant, le volume sortant ou le flux net, il est encore très considérable si l'on considère que le bassin hydrographique local ne représente qu'environ 10 % de la région drainée en amont des lacs.

L'apport net en eau durant l'hiver provient probablement du flux souterrain. Les précipitations locales et l'évaporation, qui ont tendance à s'équilibrer dans le bilan hydrologique annuel, peuvent être responsables des plus grandes fluctuations aléatoires de l'UQ au cours de la saison des eaux libres étant donné que les précipitations quotidiennes sont habituellement faibles lorsque le taux d'évaporation est élevé et vice versa. La perte nette en eau au cours de la saison chaude est probablement due à l'évaporation élevée dans les Prairies. Il est concevable que cette perte nette en eau soit causée par un flux sortant d'eau souterraine au cours de la saison chaude, bien que les fluctuations du niveau hydrostatique présenté par Christiansen et coll. (1977) laisseraient supposer que le flux souterrain est toujours présent dans les lacs et qu'il est plus élevé au printemps et en été. Un flux entrant d'eau souterraine nécessiterait une évaporation encore plus grande pour équilibrer le bilan hydrologique au cours de la saison des eaux libres.

En hiver, la majeure partie des fluctuations aléatoires provient des erreurs de mesure qui influencent peu les valeurs intégrales. Si l'on suppose qu'il n'y a pas d'erreurs systématiques dans la mesure de l'écoulement, c'est que l'on peut en arriver à des estimations approximatives. L'intégration du flux entrant net de la figure 9 à la période des cinq mois d'hiver donne un flux supposé d'eau souterraine de l'ordre de $0{,}07 \times 10^6$ m^3/d. Ce flux entrant net ne varie pas beaucoup d'un hiver à l'autre. Donc, l'eau souterraine peut représenter une large part du flux entrant total en hiver dans les lacs Fishing, particulièrement dans les années où le débit est faible. Il n'est pas possible d'évaluer l'apport net en eau souterraine pendant la saison chaude, ni d'estimer l'évaporation réelle avec précision à l'aide de ces données. Si l'on se fie aux arguments présentés par Christiansen et coll. (1977), il est probable que le flux entrant d'eau souterraine augmente au cours de la saison des eaux libres. Même avec un débit de 2 à 3 fois plus grand, les répercussions globales de l'eau souterraine sur le bilan hydrologique semblent faibles, sauf dans les années de faible débit.

MESURES DU PHOSPHORE TOTAL DANS LES LACS FISHING

La figure 10 fait état de toutes les mesures de la concentration de phosphore qui ont été faites juste en amont du lac Pasqua de 1970 à 1983. Les données sur l'arrivée de PT recueillies avant 1980 ont déjà été examinées en détail et révisées par Cross (1978). La rareté des données antérieures à 1980 est évidente si l'on regarde la figure 10. Il y a rarement plus de huit mesures du PT par année avant le début du programme intensif de prélèvement lancé en 1980 par la DQE. Bien que les données des 10 premières années manquent de détails, dans l'ensemble, elles se caractérisent par des valeurs maximales comparables et par un degré élevé de variabilité. Les nombreux sommets de la figure 10 représentent des concentrations extrêmement élevées de PT pour n'importe quel système hydrologique naturel. Même les plus faibles concentrations dans le volume entrant mesurées au cours de cette période de 13 ans étaient élevées comparativement aux concentrations (10-20 mg/m^3) favorables à la production d'amas d'algues (Sawyer, 1947). La norme de Sawyer est le niveau de concentration utilisé par Vollenweider (1975) et par d'autres en tant que seuil d'eutrophisation.

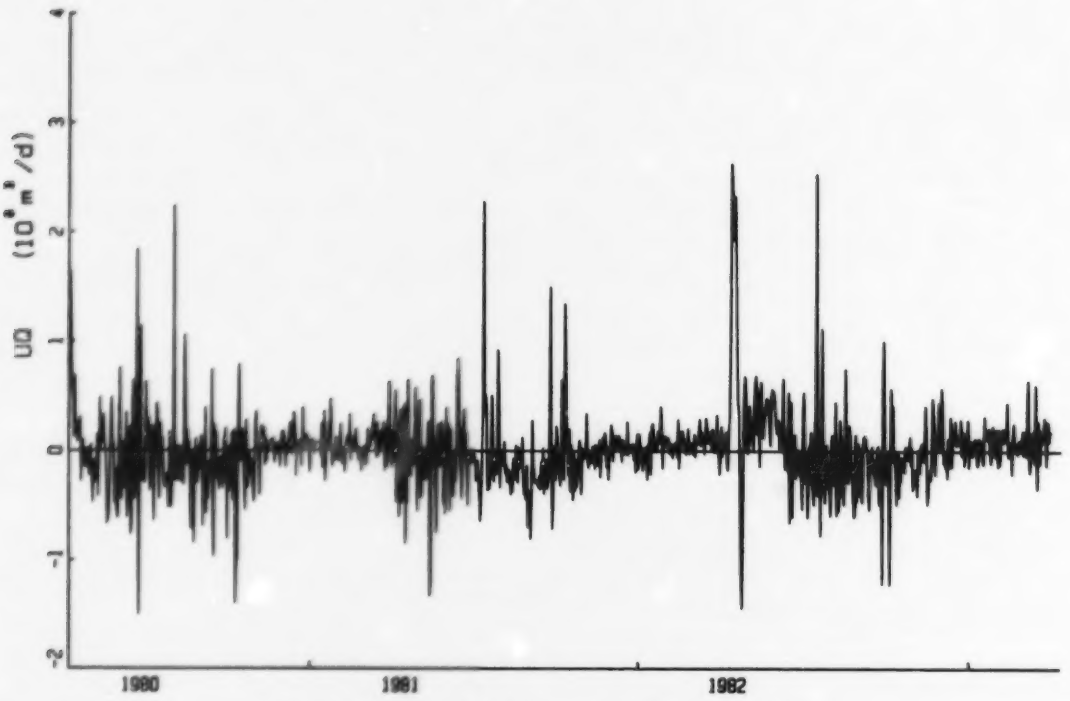

Figure 8. Variation du flux inconnu (UQ) de 1980 à 1983.

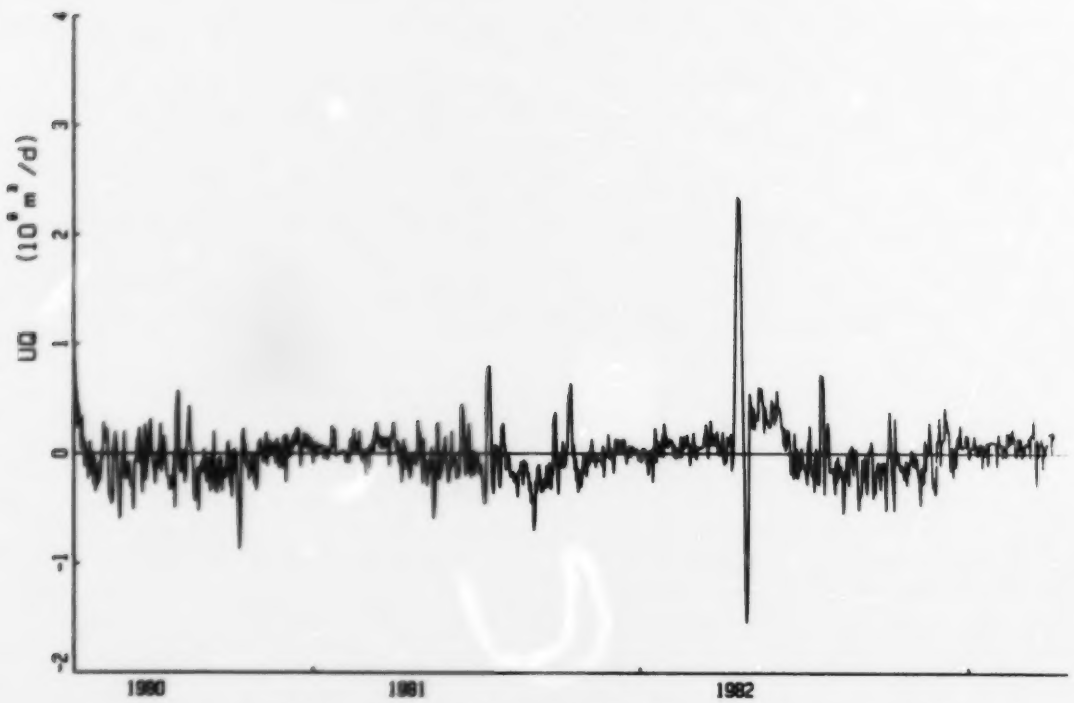

Figure 9. Variation du flux inconnu (UQ) après pondération à l'aide d'un filtre numérique de quatre jours.

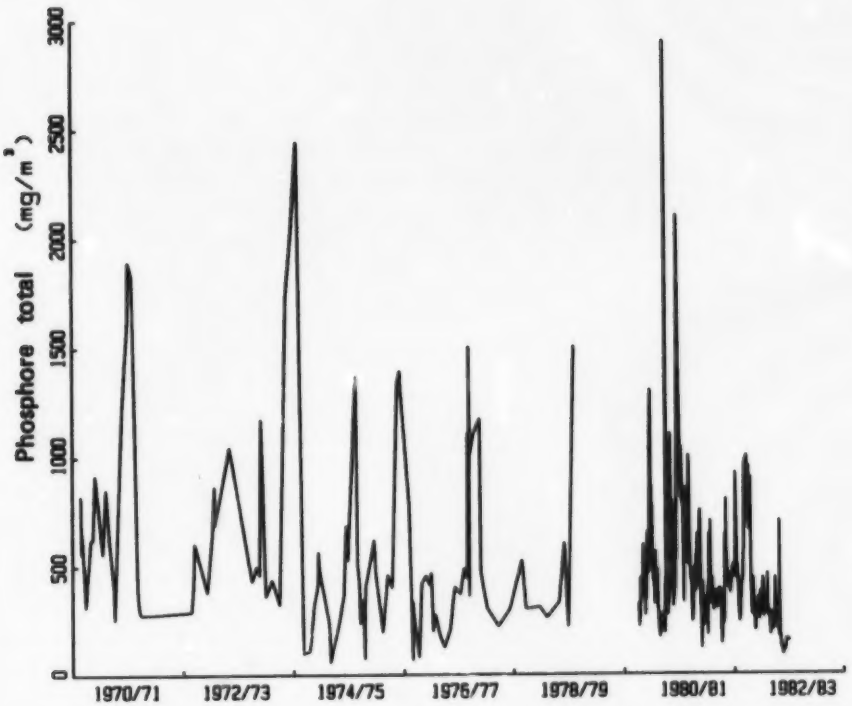

Figure 10. Concentration du phosphore total dans le volume entrant dans les lacs Fishing de 1970 à 1983.

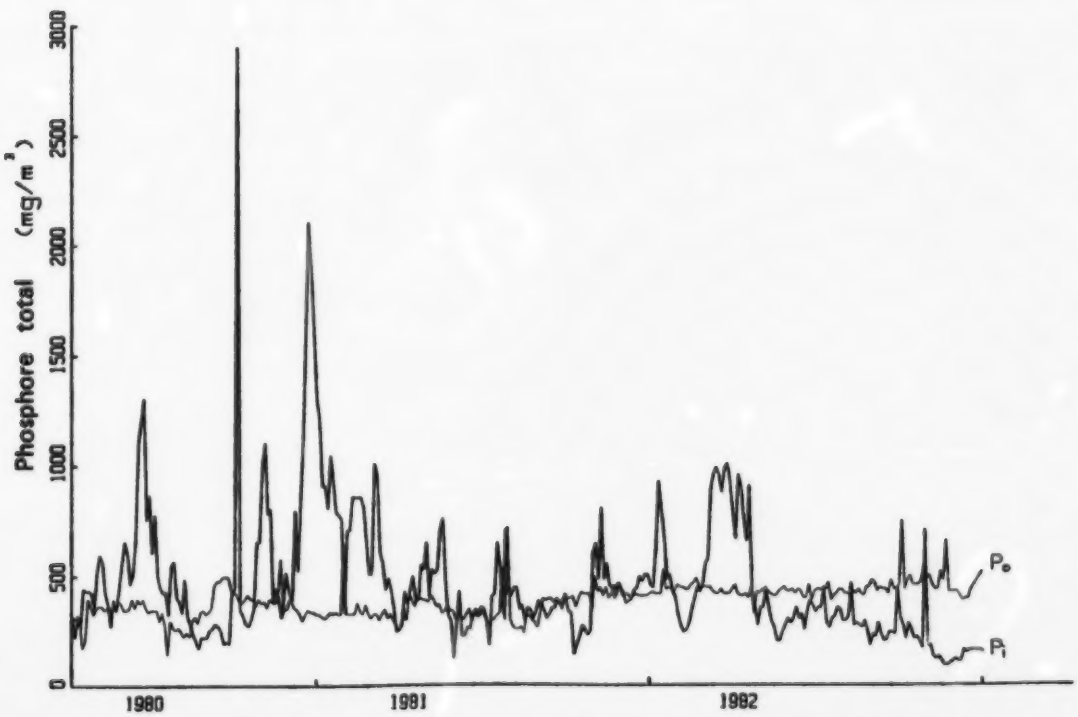

Figure 11. Concentrations du phosphore total dans les flux entrants et sortants des lacs Fishing de 1980 à 1983.

Les concentrations de PT mesurées dans le flux sortant du lac Katepwa étaient beaucoup moins variables que dans le flux entrant. La réduction du niveau des fluctuations aléatoires dans les concentrations de phosphore du flux sortant est le résultat escompté de la théorie de la dynamique du phosphore et démontre que les lacs se comportent physiquement (et théoriquement) comme des filtres à action lente. En conséquence, les fluctuations du PT dans le flux entrant qui se produisent à haute fréquence par rapport à la fréquence naturelle d'un lac ($1/\tau_p$) sont fortement amorties par le lac, tandis que les fluctuations à faible fréquence passent par le lac sans être modifiées. En effet, les grandes pointes de PT dans le flux entrant se produisent trop rapidement pour que le lac y réponde et ne sont pas décelables dans le flux sortant. Une partie de l'amortissement est facile à percevoir dans la figure 11, qui montre à la fois les concentrations de PT dans les flux entrant et sortant des lacs Fishing de 1980 à 1983. Le fait que le PT du flux sortant donné à la figure 11 comprend quelques fluctuations aléatoires à haute fréquence peut provenir d'autres causes, telles que des mesures imprécises, des variations dans les prélèvements, un mélange hétérogène dans les lacs ou d'autres effets locaux qui tendent à rendre les concentrations mesurées dans le flux sortant moins représentatives des concentrations réelles dans le lac. Les variations dans les prélèvements pourraient expliquer à elles seules la plupart des fluctuations aléatoires observées dans le PT du flux sortant illustré à la figure 11. Stainton et coll. (1974) ont démontré que l'analyse du phosphore dans de nombreux échantillons provenant d'un milieu homogène contenant du phosphore particulaire peut subir une déviation relative normale de ±20 % ou plus.

SIMULATION DE LA CONCENTRATION DE PHOSPHORE DANS LE FLUX SORTANT DES LACS FISHING

Modèle à un seul lac

Étant donné que l'on n'a jamais mesuré le débit d'eau entre les différents lacs, on a d'abord utilisé un modèle pour un seul lac (équation [8]) des lacs Fishing pour simuler la concentration de PT dans le flux sortant. À cause des variations saisonnières du niveau du lac, on a appliqué le modèle à triple échelle de temps à un seul lac ayant un volume égal au volume total des quatre lacs Fishing à chaque étape de temps (1 jour).

Les moyennes quotidiennes du volume total du lac, ainsi que le débit du flux entrant et du flux sortant ont été combinés pour déterminer deux des échelles de temps à intégrer à l'équation du modèle à un seul lac. Les figures 12 et 13 donnent les valeurs quotidiennes des échelles de temps du flux entrant et du flux sortant respectivement, de 1980 à 1983. Il n'y avait aucune méthode indépendante pour évaluer l'échelle du temps de sédimentation, si bien que la technique de calibrage en un point unique utilisée pour le lac Washington a été adoptée pour les lacs Fishing (Kenney, 1990b). La valeur de σ obtenue à partir du premier point de donnée de la série temporelle était si minime que l'on a utilisé une valeur constante de zéro dans toutes les simulations.

Le modèle à un seul lac a également été appliqué avec les données éparses recueillies entre 1970 et 1979 sur le phosphore total (figure 10). Le modèle était alimenté par les valeurs quotidiennes du PT dans le volume entrant, calculées par interpolation linéaire à partir des quelques données ponctuelles disponibles. Les valeurs quotidiennes des échelles de temps des flux entrant et sortant (figures 14 et 15) ont été calculées à partir des estimations quotidiennes de l'écoulement entrant et sortant des lacs Fishing et du volume total des quatre lacs avec interpolation à partir des moyennes mensuelles pour cette période.

La figure 16 illustre le PT du flux sortant simulé de 1970 à 1983, ainsi que les concentrations mesurées de phosphore dans le flux sortant du lac Katepwa. Bien que les concentrations de PT mesurées dans le flux sortant subissent beaucoup plus de fluctuations aléatoires que le PT obtenu, la simulation dans son ensemble est relativement bonne. Elle reproduit en particulier la principale tendance qui se lit dans les données mesurées (c.-à-d. une réduction du PT qui est passé de 500 à 350 µg/L au moment de l'inondation du printemps 1974).

Modèle de chaîne de lacs

Faute de mesure de l'écoulement entre chacun des lacs, il a été impossible d'appliquer directement le modèle de chaîne de lacs (équations [2] à [5]) aux lacs Fishing. Les tentatives de calcul du flux sortant de chacun des quatre lacs à l'aide du bilan hydrologique ont été vaines. Les flux sortants obtenus étaient souvent négatifs, ce qui correspond à l'apparition d'une échelle de temps négative dans le modèle. Cet échec était attribuable à l'importance du terme de flux inconnu dans le bilan hydrologique.

Une méthode plus simplifiée de calcul du bilan hydrologique a donc été choisie pour évaluer le modèle de chaîne de lacs dans les lacs Fishing. La différence entre le flux entrant dans le lac Pasqua et le flux sortant du lac Katepwa a été distribuée au prorata parmi les quatre lacs. Les échelles de temps des flux entrant et sortant ont été calculées pour chacun des quatre lacs à l'aide des volumes particuliers à ces lacs à chaque étape de temps.

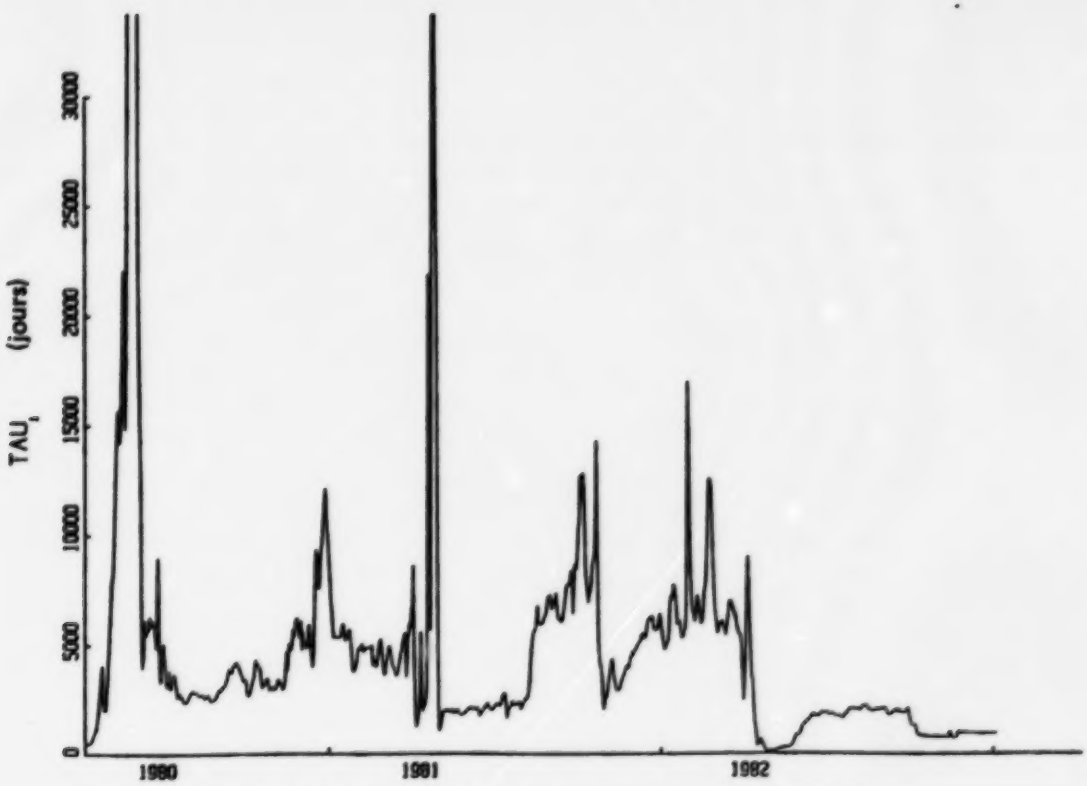

Figure 12. Échelle du temps d'arrivée d'eau dans le lac Pasqua de 1980 à 1983.

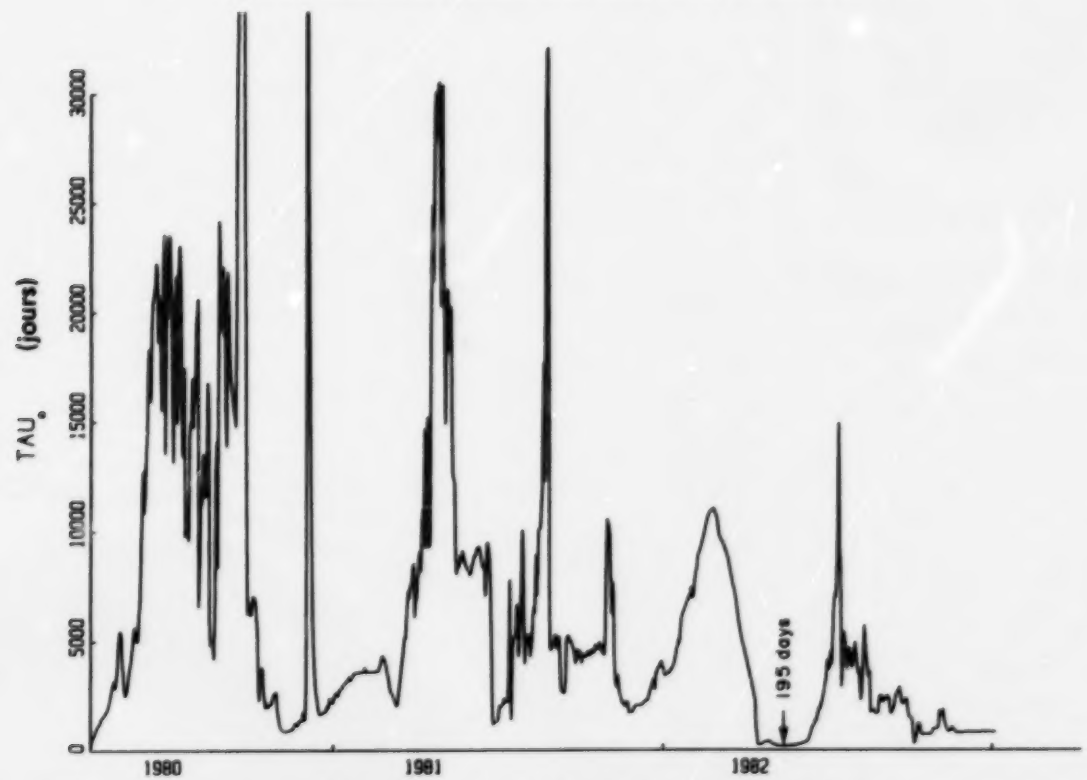

Figure 13. Échelle du temps de sortie d'eau du lac Katepwa de 1980 à 1983.

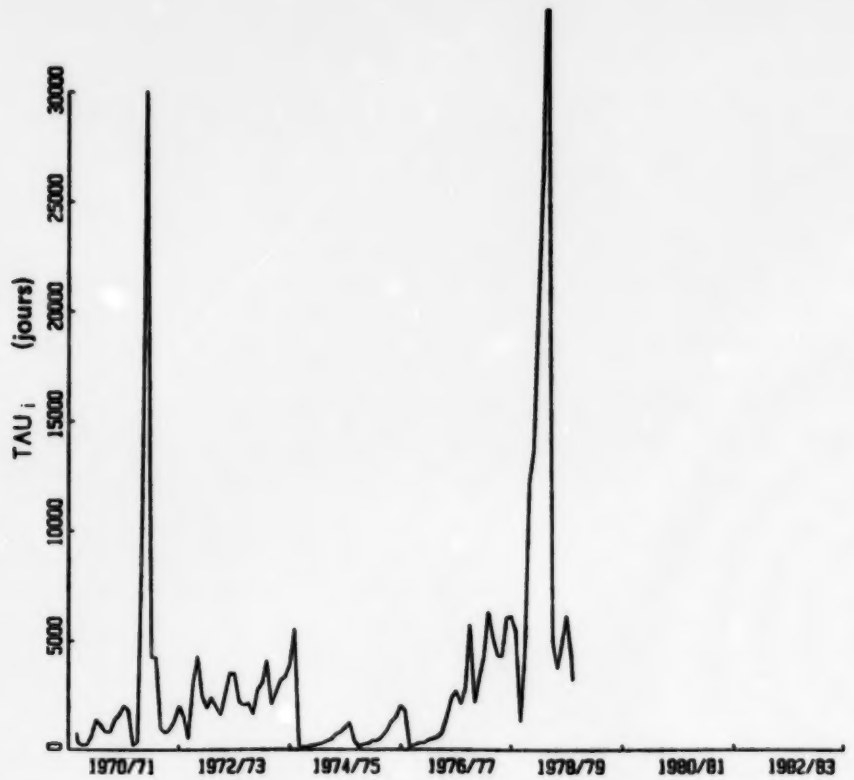

Figure 14. Échelle du temps d'arrivée d'eau dans le lac Pasqua de 1970 à 1979.

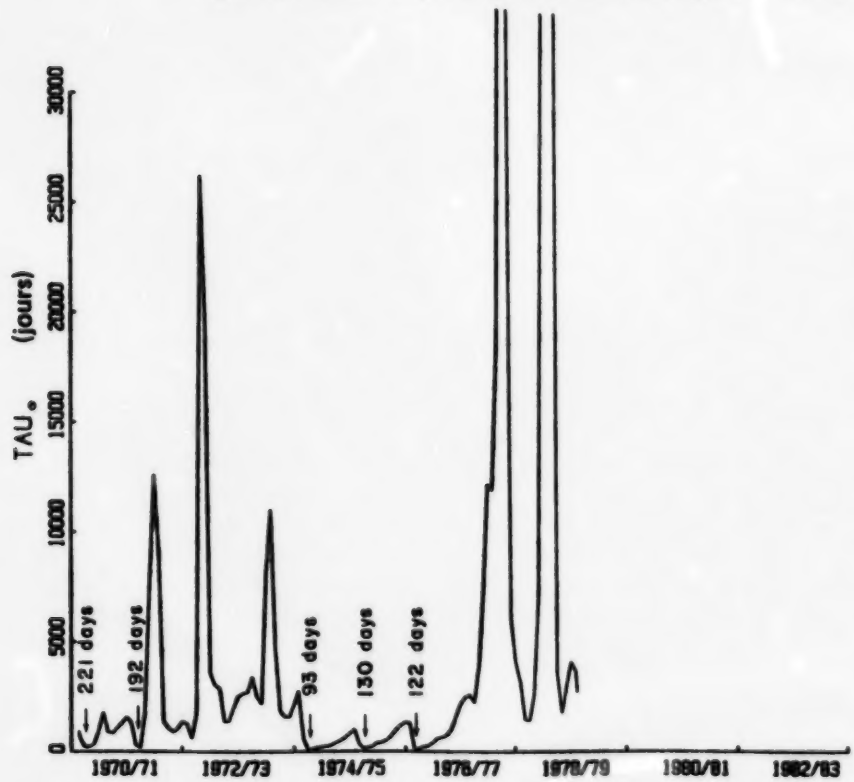

Figure 15. Échelle du temps de sortie d'eau du lac Katepwa de 1970 à 1979.

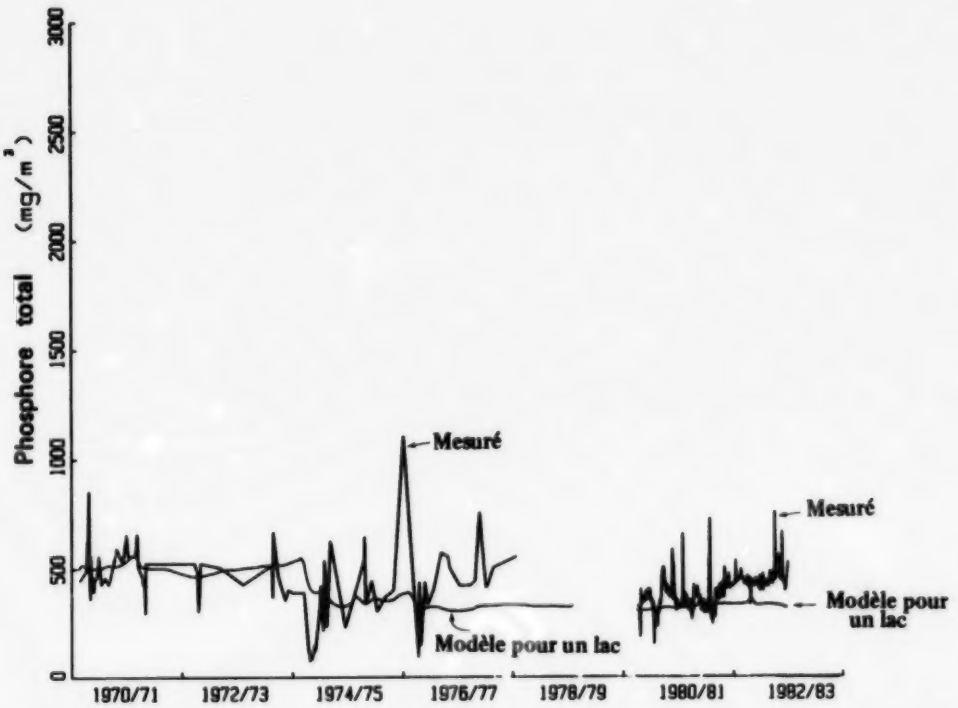

Figure 16. Concentration de phosphore total dans le flux sortant du lac Katepwa comparée à la concentration simulée de PT à partir du modèle pour un seul lac.

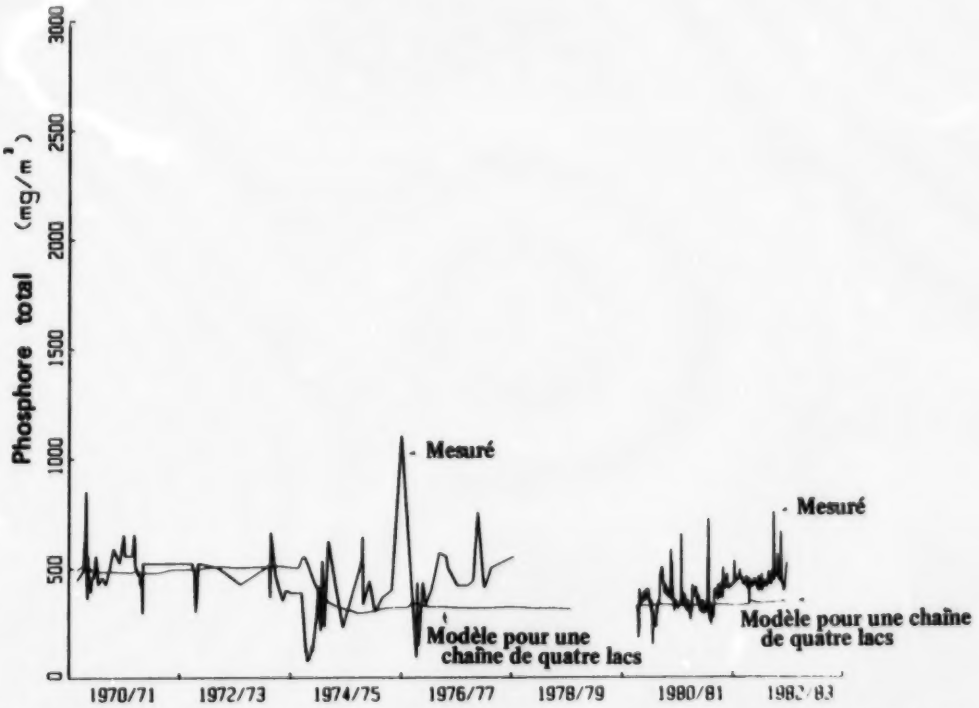

Figure 17. Concentration de phosphore total dans le flux sortant du lac Katepwa comparée à la concentration simulée de PT à partir du modèle pour quatre lacs.

Le modèle de chaîne de lacs a également servi à simuler les deux séries de données. On en retrouvera les résultats à la figure 17. Il y a quelques différences mineures entre les résultats du modèle de chaîne de lacs et la simulation pour un seul lac (figure 16), mais les grandes tendances sont les mêmes. Par exemple, les deux simulations illustrent clairement l'importance de l'inondation de 1974 sur la qualité de l'eau au cours des années subséquentes.

DISCUSSION

Usine de traitement des eaux usées de Regina

L'un des objectifs du programme intensif de prélèvement de la DQE consistait à évaluer les effets sur les lacs Fishing du traitement supplémentaire des eaux usées de Regina qui avait commencé en 1976. Les résultats définitifs du programme de la DQE sont présentés par Munro (1986). Un examen sommaire des figures 16 et 17, cependant, ne révèle, dans le flux sortant simulé, aucune réduction du PT que l'on puisse associer directement à la mise en service d'un traitement tertiaire. La réponse est également nulle dans la mesure du PT des flux entrant et sortant.

Répercussions de l'inondation de 1974

La caractéristique la plus frappante du comportement du PT dans les lacs Fishing est l'influence de l'inondation de 1974. Pendant les quatre années précédant l'inondation du printemps 1974, le PT du flux sortant atteignait en moyenne 500 µg/L. À la suite de l'inondation, le PT du flux sortant s'est établi à 350 µg/L. Cette baisse apparaît dans les données des mesures du PT dans le flux sortant ainsi que dans la simulation. Une baisse analogue s'est manifestée dans les mesures du PT dans le flux entrant. La cause de cette baisse importante du PT à la suite de l'inondation n'est cependant pas évidente à première vue.

Une des complications à considérer est la possibilité que la baisse de 1974 soit attribuable à un changement de méthodologie pour mesurer les concentrations de phosphore total. La DQE a effectivement changé son mode de calcul du PT en 1974, mais tous les sites de prélèvement n'ont pas changé leur méthode en même temps. Pourtant, les autres sites de prélèvement de la DQE n'ont rapporté aucune baisse de la concentration du phosphore total à la suite du changement des techniques d'analyse. En outre, la majeure partie des données sur le PT utilisées dans la présente étude ont été fournies par la Saskatchewan qui n'avait pas modifié à cette époque ses techniques d'analyse en cette matière.

La conclusion la plus logique veut que la baisse de concentration du PT ayant accompagné l'inondation de 1974 ait été bien réelle, et non le résultat de la modification des techniques d'analyse de la DQE. Bien que l'inondation de 1974 ait été la pire des 13 années étudiées, on ne sait pas pourquoi elle eut tant d'effet sur les concentrations de PT entrant dans les lacs Fishing. Par contre, il est facile d'expliquer la baisse de la concentration dans le flux sortant en se fondant sur la dynamique du phosphore. La réduction du PT dans le volume entrant s'est produite au moment où les lacs étaient en mesure de répondre immédiatement, c'est-à-dire, au moment où τ_o était faible.

Précision de la simulation

Les données nécessaires à la présente simulation étaient des séries temporelles des concentrations de PT servant à alimenter le modèle, ainsi que des séries temporelles correspondantes des échelles de temps qui caractérisent la dynamique du phosphore dans les lacs. En général, la longueur des séries temporelles doit être de plusieurs fois supérieure à l'échelle de temps qui caractérise la dynamique. La précision de la simulation du PT dans le flux sortant ne peut être plus grande que la précision des données entrées dans le modèle. Ce n'est pas tant l'imprécision des données d'entrée qui rendait la simulation plus difficile comme leur rareté. Il y avait de grands vides dans les données de 1970 à 1979 et il fallait les combler par de longues interpolations. Par exemple, il n'y avait qu'une seule donnée ponctuelle provenant d'un prélèvement instantané pour représenter l'apport de PT dans les lacs Fishing pour plus d'un an en 1971-1972. Vu la rareté des données, les simulations s'avèrent excellentes.. Le PT mesuré subit de plus grandes fluctuations aléatoires que le PT sortant simulé, mais celles-ci peuvent être causées surtout par des variations d'échantillonnage. Un mélange inégal dans les lacs peut aussi être une source de fluctuations aléatoires.

Il est difficile d'évaluer quelle simulation est la plus représentative du PT dans le flux sortant des lacs Fishing. Théoriquement, la simulation sur un seul lac est moins précise puisqu'elle ne tient pas compte des différences physiques évidentes entre un grand lac et une chaîne de lacs plus petits. Par contre, le modèle sur un seul lac utilisait des mesures des flux entrant et sortant, tandis que le modèle de chaîne de lacs utilisait des valeurs calculées pour le flux entre les lacs. Même s'il a été démontré en théorie que le modèle des quatre lacs répondait plus rapidement aux changements de l'apport en PT que le modèle à un seul lac, les deux simulations n'offrent que des différences mineures. C'est surtout parce que la dynamique du phosphore dans les lacs Fishing était dominée par l'échelle du

temps de sortie du phosphore, qui était excessivement variable. D'autres chaînes de lacs ayant un écoulement constant démontreraient plus clairement la différence inhérente dans le temps de réponse des deux modèles. Étant donné que les deux modèles simulent relativement bien les principales caractéristiques du flux sortant mesuré, une comparaison exhaustive des deux résultats n'est pas justifiée. Le phosphore contenu dans l'eau souterraine et dans d'autres flux entrants indéterminés limite la précision des deux simulations dans les lacs Fishing.

Sédimentation du phosphore

L'absence de toute mesure précise des taux de sédimentation dans les lacs Fishing empêche toute estimation directe de la constante de sédimentation. En outre, il est peu probable qu'un seul des instruments conçus jusqu'ici pour mesurer in situ les taux de sédimentation ait produit le moindre résultat fiable. Tout instrument de mesure de ce genre doit nécessairement perturber les courants naturels horizontaux des lacs et les turbulences qui maintiennent les particules en suspension. De plus, le mouvement inhérent au processus de sédimentation donne quelquefois des flux négatifs dans la colonne des eaux (Kenney, 1985). La conversion biologique du PT dissous en PT particulaire peut également être un facteur important d'influence sur l'échelle du temps de sédimentation. Même si les modèles actuels de la dynamique du phosphore prévoient une constante de sédimentation à variation temporelle, il n'existe aucune méthode indépendante permettant de la déterminer.

Kenney (1990a) a suggéré plusieurs méthodes indirectes pour déterminer σ. Chacune dépendait de l'applicabilité du modèle à double échelle de temps. Toute source, ou tout point d'écoulement d'eau que l'on ignorait était tout simplement absorbé dans la constante de sédimentation. La méthode la plus simple consiste en effet en un calibrage en un point unique des équations du modèle à l'aide des premières données ponctuelles de la série temporelle. En appliquant cette méthode au lac Washington, on en arrivait à une échelle de temps de sédimentation de 706 jours. Une méthode analogue a été appliquée à l'analyse des lacs Fishing en utilisant le premier point des données de 1980 à 1983. La résultante de σ était si faible que toutes les analyses subséquentes ont supposé que $\sigma = 0$. Si $\sigma = 0$, le modèle de la dynamique du phosphore en est réduit à deux échelles de temps : le temps d'entrée et le temps de sortie. La réponse dynamique des lacs n'est influencée que par ce dernier. Une valeur de $\sigma = 0$ signifie également qu'il n'y a pas de sédimentation nette dans les lacs Fishing. En effet, ceux-ci sont saturés de phosphore total.

Il se produit cependant une sédimentation physique de phosphore particulaire. Comparativement au flux entrant, les données disponibles montrent une chute du PT particulaire et une augmentation du PT dissous dans le flux sortant des lacs Fishing. Un changement analogue de la forme du phosphore s'est produit dans le lac Washington. Ce changement n'est pas compris dans les présents modèles qui ne peuvent que décrire la sédimentation nette en tant qu'évacuation. On a apporté une extension simple au présent modèle afin de tenir compte des sédiments en tant que source de PT, mais il n'y a pas de données sur les sédiments de phosphore qui permettent d'évaluer le modèle pour le moment.

RÉSUMÉ ET CONCLUSION

L'application de la dynamique du phosphore lacustre a été étendue à la description des concentrations de phosphore dans le flux sortant d'une chaîne de grands lacs des Prairies. Il a été démontré que la réponse dynamique des lacs était déterminée par l'échelle du temps de sortie. Règle générale, cette échelle de temps était si grande (supérieure aux 13 années de données disponibles) que les lacs Fishing ne répondaient pas aux élévations considérables de PT dans le flux entrant, quelle qu'en ait été l'importance. Il n'y a que pendant les inondations de 1974, 1975, 1976 et 1982 que l'échelle du temps de sortie était suffisamment courte pour permettre une réponse significative du PT sortant, à l'intérieur de la période étudiée. Des quatre inondations, c'est celle de 1974 qui fut la plus importante. Non seulement l'échelle de temps en fut-elle réduite de beaucoup, mais l'inondation de 1974 a également été accompagnée d'une baisse du PT dans le volume entrant. Les faibles concentrations de phosphore dans le volume entrant alliées aux débits élevés ont occasionné la réduction marquée observée dans les concentrations de phosphore dans le volume sortant.

Les lacs Fishing se sont révélés saturés de phosphore. Il n'y avait pas de sédimentation nette de phosphore dans les lacs, bien qu'il y ait eu réduction du PT particulaire et une augmentation du PT dissous dans le flux sortant. Les données du lac Washington révélaient une transformation semblable de la forme du phosphore entre l'entrée et la sortie, mais son échelle de temps de sédimentation était d'environ deux ans.

La grande inondation de 1974 a eu plus d'effet sur la réduction du P_L dans les lacs Fishing que l'usine de traitement tertiaire de Regina, mise en service en juin 1976. Le taux simulé de phosphore lacustre a connu une baisse de plus de 100 mg/m^3 pour passer à environ 350 mg/m^3 durant l'inondation et il est demeuré à peu près à ce niveau depuis lors. La mesure du P_L a comporté beaucoup plus de fluctuations aléatoires, mais elle a confirmé la chute marquée qui

a accompagné l'inondation de 1974. Par contre, les lacs Fishing n'ont donné aucune réponse décelable au traitement tertiaire des eaux usées de Regina, ni dans le taux simulé, ni dans le taux mesuré de PT dans le flux sortant. Il n'y a pas eu non plus de réponse décelable dans le PT du flux entrant, bien que le manque de données pour 1978 et 1979 empêche d'affirmer la chose en toute certitude.

La concentration de phosphore dans l'écoulement vers les lacs, ainsi que dans les eaux en amont de Regina et de Moose Jaw, est supérieure à ce qu'a constaté Sawyer (1947) pour la production d'amas d'algues. Les lacs reçoivent donc des eaux fortement phosphorées de toute part si l'on excepte les précipitations directes et ils sont donc enclins à produire d'immenses amas d'algues, même sans les eaux usées urbaines. On ne sait pas dans quelle mesure les techniques agricoles contribuent aux fortes concentrations de PT dans les eaux de ruissellement environnantes, ni la proportion de PT apportée naturellement par le sol des Prairies.

REMERCIEMENTS

L'auteur tient à remercier plusieurs organismes gouvernementaux pour les données sur lesquelles s'est fondé le présent document. Les mesures de la concentration de l'élément nutritif de 1980 à 1983 ont été fournies par la Direction de la qualité des eaux d'Environnement Canada. Les données antérieures provenaient du rapport de Cross, qui se fondait sur les données originales de la Direction de la qualité des eaux et du ministère de l'Environnement de la Saskatchewan. Les données sur le débit d'eau et le niveau hydrostatique provenaient de la Direction des ressources en eau, Environnement Canada. Les tables volumétriques des lacs ont été fournies par l'Administration du rétablissement agricole des Prairies.

L'auteur remercie aussi D.A. Davis, R.A. Halliday, D.J. Gregor, D.W. Schindler et M. Waiser pour leurs judicieux commentaires sur la première ébauche du présent rapport.

RÉFÉRENCES

Christiansen, E.A., D.F. Acton, R.J. Long, W.A. Meneley, et E.K. Sauer. 1977. Fort Qu'Appelle Geolog. Interpretive Report No. 2. The Canada-Saskatchewan Qu'Appelle Valley Management Board, Fort Qu'Appelle, Saskatchewan. 82 p.

Cross, P.M. 1978. The application of nutrient loading-productivity models to the Qu'Appelle Valley lakes of Saskatchewan. Rapport de l'INRH WNR-PR-78-1. Institut national de recherche en hydrologie, Winnipeg. 138 p.

Cullimore, D.R., et K.E. Johnson. 1971. Report on the qualitative study of the Qu'Appelle Lakes. Rapport de la Commission d'étude du bassin de la Qu'Appelle. 231 p.

Direction de la qualité des eaux. 1982a. Qu'Appelle Fishing Lakes nutrient loading study, 1980. Rapport préliminaire nº 1, WQB-WNR-82-02. Région de l'Ouest et du Nord, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Regina (Saskatchewan). 41 p.

Direction de la qualité des eaux. 1982b. Qu'Appelle Fishing Lakes nutrient loading study, 1981. Rapport préliminaire nº 2, WQB-WNR-82-01. Région de l'Ouest et du Nord, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Regina (Saskatchewan). 18 p.

Hammer, U.T. 1971. Limnological studies of the lakes and streams of the upper Qu'Appelle River system, Saskatchewan, Canada. Hydrobiologia, 37: 473-507.

Hammer, U.T. 1973. Eutrophication and its alleviation in the upper Qu'Appelle River system, Saskatchewan. Proc. Sym. on the Lakes of Western Canada, Université de l'Alberta, Edmonton, pp. 352-368.

Kenney, B.C. 1982. Beware of spurious self-correlations! Water Resour. Res., 18: 1041-1048.

Kenney, B.C. 1985. Sediment resuspension and currents in Lake Manitoba. J. Great Lakes Res., 11: 85-96.

Kenney, B.C. 1990a. On the dynamics of phosphorus in lake systems. Rapport nº 45 de l'INRH, Étude nº 182, Série scientifique, Institut national de recherche en hydrologie, Direction générale des eaux intérieures, Saskatoon (Saskatchewan). Sous presse.

Kenney, B.C. 1990b. Lake dynamics and the effects of flooding on total phosphorus. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques. Sous presse.

Munro, D.J. 1986. Qu'Appelle Fishing Lakes nutrient loading study, 1980 to 1983. Rapport final, WQB-WNR-86-02. Direction de la qualité des eaux, Région de l'Ouest et du Nord, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Regina (Saskatchewan). 39 p.

Qu'Appelle Basin Study Board. 1972. Report of the Qu'Appelle Basin Study Board, Regina (Saskatchewan). 65 p.

Rey, T.W. 1970. Identification of major aquifers in the Qu'Appelle River Basin. Qu'Appelle Basin Study Report. 19 p.

Sawyer, C.N. 1947. Fertilization of lakes by agricultural and urban drainage. J.N. Engl. Water Works Assoc., 61: 109-127.

Stainton, M.P., M.J. Capel, et F.A.J. Armstrong. 1974. The chemical analysis of fresh water. Fisheries and Marine Service Misc. Special Publication No. 26, Environnement Canada, Ottawa. 119 p.

Tones, P. 1981. The effect of the Regina tertiary treatment plant on water quality in Wascana Creek. Rapport préparé pour le compte du ministère de l'Environnement de la Saskatchewan, Regina (Saskatchewan). 253 p.

Vollenweider, R.A. 1975. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. Schweiz. Z. Hydrol., 37: 53-84.